



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**“Análisis de la comunidad íctica posterior a un evento de perturbación antropogénica en el arrecife de San Lorenzo, Bahía de La Paz, B.C.S.”**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:**

**Bióloga**

**P R E S E N T A:**

**Briseida Mejía Torres**

**DIRECTOR DE TESIS:**

**Dr. Eduardo F. Balart Páez**

**2012**



Alumna: Briseida Mejía Torres  
Universidad Nacional Autónoma de México  
Facultad de Ciencias  
Biología  
No. de cuenta: 303027845

Tutor: Dr. Eduardo F. Balart Páez

Sinodales:

Dr. Abraham Kobelkowsky Díaz.

M. en C. Héctor Espinosa Pérez.

Dra. Leticia Huidobro Campos.

M. en C. Adolfo Cruz Gómez

Tesis: “Análisis de la comunidad íctica posterior a un evento de perturbación antropogénica en el arrecife San Lorenzo, Bahía de La Paz, B.C.S.”

52 p.

2012

*A mi familia*

*A mi patria*

*Al amor*

## **Agradecimientos**

A mis papis, mis primeros maestros en la vida, por mostrarme mis defectos pero también mis virtudes, por la simple compañía en la vida y apoyo incondicional, que ha permitido que hoy sea la mujer que soy.

A mis profesores de la Facultad de Ciencias de la UNAM por enseñarme e impulsarme a dar el siguiente paso, por creer en mí y darme lecciones académicas y de vida.

A mi Director de tesis, Dr. Eduardo F. Balart, porque hizo una excepción y me dió una oportunidad para llevar a cabo este proyecto, por su gran corazón y las risas, regaños, guía, enseñanzas y conocimientos compartidos.

A mi Comité de revisión de tesis: Dr. Abraham Kobelkowsky, M. en C. Héctor Espinosa Pérez, Dra. Leticia Huidobro Campos y M. en C. Adolfo Cruz Gómez, por sus atinados comentarios y sugerencias para mejorar este trabajo.

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) por el apoyo otorgado al proyecto de investigación CT001 “Programa de monitoreo de la restauración de arrecife coralino afectado por el Buque Tanque Lázaro Cárdenas II, y de las comunidades arrecifales de la región del Parque de Loreto, Baja California Sur”, coordinado por el Dr. Eduardo F. Balart Páez y Dr. Alfredo Ortega Rubio, del cual deriva buena parte de este trabajo. Al proyecto SEP-CONACyT 2007\_83339 “Biodiversidad y vulnerabilidad de los ecosistemas marinos” coordinado por el Dr. Salvador Lluch Cota, por su apoyo con una beca tesis para terminar este trabajo.

Se agradece a todo el personal asociado al proyecto CT001 por su valiosa participación en el trabajo de campo, censos de peces, y creación de las bases de

datos, en especial al M. en C. Carlos Viesca Lobatón, M. en C. Alfredo Zayas Álvarez, M. en C. Ismael Mascareñas Osorio, M. en C. Manuel Calderón Parra, Biol. Mar. Arturo Ayala Bocos, Dr. Lázaro Cadena Cárdenas, Téc. Juan J. Ramírez Rosas y Téc. Mario Cota Castro.

Al Laboratorio de Necton y Ecología de Arrecifes del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, campus La Paz, por acogerme en sus instalaciones y apoyarme, especialmente a la Dra. Noemí Bocanegra Castillo.

A la M. en C. Lucía Dávila Campos por su apoyo en la búsqueda de información para este trabajo.

A la Arq. Carmen Sánchez, por compartir su corazón, también por el alojamiento expreso en apoyo a la culminación de tan laboriosa tarea.

A Lucy por las charlas mañaneras, que nos dejaban con un buen sabor de boca para continuar con el arduo trabajo.

A ti Chapis, por compartir locuras, llantos y secretos, porque en los momentos difíciles me contagiabas de tu sonrisa, me escuchabas y hasta me regañabas. Te amo profundamente, eres la mejor hermana del mundo.

A ti Iván Urbina por tu compañía que ha aguantado de todo, por las incontables despedidas, pero los hermosos recuentros, por las risas compartidas, por ser mi sueño día a día. Por vivir el amor y sorprender al destino con nuestras ocurrencias.

A mis amigos por los buenos y los malos momentos en los que nos encontramos a lo largo de la carrera, desde el principio hasta el último esfuerzo. En especial a Rocío por su infinita tolerancia y paciencia hacia mi persona, y por compartir

momentos mágicos; y a Ale, por su sin número de ocurrencias, chicas sin ustedes esto hubiera tenido el doble de dificultad.

A mis amigas de la infancia Gloria Cruz y Margarita Ríos, porque con sus consejos he crecido día a día, por escucharme, apoyarme y regañarme a cada paso.

A la pequeña familia paceña-sonorense que me abrió un espacio en sus corazones y me permitieron compartir innumerables momentos que atesoraré eternamente, que me dieron lecciones de vida y contribuyeron a mi desarrollo académico. Laz, Oso, Yokito.

## Resumen

En septiembre de 2001 un buque-tanque se impactó en el arrecife San Lorenzo, Bahía de La Paz, B.C.S. Tras la evaluación de daños, labores de limpieza y restauración parcial del área impactada, se inició un programa de monitoreo para evaluar la recuperación funcional de la misma. Por eso el objetivo de este estudio fue analizar el comportamiento de los peces asociados al arrecife San Lorenzo en dos momentos, uno cercano al disturbio (2005) y otro alejado (2009) con base a diversos descriptores ecológicos como riqueza, densidad, diversidad e índice de valor biológico (IVB). Se seleccionaron tres áreas para evaluar objetivamente la evolución del sistema: área modular (SLM), que corresponde al área restaurada con módulos de roca y cemento cubiertos con fragmentos de coral vivo, área secundaria (SLS) donde se realizó la limpieza de pedazos de coral muerto, y área testigo (SLT) adyacente que funcionó como sitio control. El análisis de similitud con base en densidad muestra para el 2005 y el 2009 los sitios más afines SLM y SLT, con base en riqueza durante el 2005 muestran mayor afinidad los sitios SLM y SLS y en el 2009 SLT y SLM. Los valores de diversidad son los más altos para el SLM en ambos años de estudio. El IVB muestra la presencia de especies endémicas como *Acanthemblemaria crockeri* y *Coralliozetus micropes* y, a *Johnrandallia nigrirostris* como especie ligada al buen estado de salud del arrecife en SLM como SLS. La respuesta a la restauración ha sido favorable para la comunidad íctica, siendo el SLM aquel que posee condiciones diferentes permitiendo la explotación de diversos recursos.

**Palabras clave:** descriptores ecológicos, restauración, comunidad íctica.

## Índice

Introducción.....	1
Antecedentes.....	4
Justificación.....	7
Hipótesis.....	7
Objetivos.....	8
General.....	8
Particulares.....	8
Área de estudio.....	9
Métodos.....	11
Resultados.....	14
Densidad.....	13
Riqueza.....	17
Índice de Margalef.....	21
Índice de Shannon-Wiener.....	22
Índice de Pielou.....	24
Índice de Valor Biológico.....	25
Grupos funcionales.....	27
Análisis de Similitud.....	34
Discusión.....	38
Conclusiones.....	48
Literatura citada.....	49



## Tablas y Figuras

Figura 1. Área de estudio.....	9
Figura 2. Densidad promedio por sitio durante el 2005.....	14
Figura 3. Densidad promedio por sitio durante el 2009.....	15
Figura 4. Densidad promedio del SLM en ambos años de estudio.....	16
Figura 5. Densidad promedio del SLS en ambos años de estudio.....	16
Figura 6. Densidad promedio del SLT en ambos años de estudio.....	17
Figura 7. Riqueza en el año 2005 en los diferentes sitios de estudio.....	18
Figura 8. Riqueza en el año 2009 en los diferentes sitios de estudio.....	19
Figura 9. Riqueza en el SLM en ambos años de estudio.....	20
Figura 10. Riqueza en el SLS en ambos años de estudio.....	20
Figura 11. Riqueza en el SLT en ambos años de estudio.....	21
Figura 12. Valores del índice de Margalef por sitio y año .....	22
Figura 13. Valores del índice de Shannon-Wiener por sitio y año.....	23
Figura 14. Valores del índice de Pielou por sitio y año.....	24
Tabla I. Especies con mayor dominancia de acuerdo al IVB en el 2005.....	26
Tabla II. Especies con mayor dominancia de acuerdo al IVB en el 2009.....	27

Figura 15. Densidad promedio de los diferentes grupos funcionales durante el 2005.....	28
Figura 16. Densidad promedio de los diferentes grupos funcionales durante el 2009.....	29
Figura 17. Densidad de herbívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.....	30
Figura 18. Densidad de omnívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.....	31
Figura 19. Densidad de piscívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.....	32
Figura 20. Densidad de zoobentívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.....	33
Figura 21. Densidad de zooplanctívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.....	34
Figura 22. Dendograma de similitud entre sitios por año con base en su densidad.....	33
Figura 23. Dendograma de similitud entre sitios por año con base en su riqueza.....	33



## Introducción

Los arrecifes coralinos son ampliamente conocidos por su alta productividad y biomasa íctica, presentando una alta diversidad de especies dentro del ecosistema y difiriendo enormemente entre arrecifes de la misma área (Sale, 1991, Williams, 1991). La comunidad íctica es uno de los componentes más conspicuos de estos arrecifes, es responsable del flujo de energía y biomasa (Christensen y Pauly, 1993) entre las redes tróficas (Mumby *et al.*, 2004). Entre las redes tróficas los ensamblajes en los peces arrecifales son altamente dinámicos y ricos, ya que hay un gran número de especies con morfotipos altamente diferenciados en un espacio relativamente pequeño. Por ello, los arrecifes son considerados uno de los ecosistemas más complejos en la naturaleza (Sale, 1991).

Los estudios sobre la diversidad de peces arrecifales se han realizado en ambientes de tipo coralino, como La Gran Barrera Arrecifal en Australia, el mar Rojo y el Mar Caribe; en estos trabajos se presenta la organización y estructura comunitaria mediante la obtención de índices ecológicos (Arreola-Robles y Elorduy-Garay, 2002). El Indo-Pacífico es la región donde los arrecifes coralinos se encuentran mejor desarrollados en el mundo, dadas las características fisicoquímicas como la luz, profundidad y temperatura del agua; (Veron, 1995). Sin embargo, en la zona oriental de esta región, donde la temperatura es más templada, estas comunidades son relativamente poco comunes, conformando pequeñas agregaciones coralinas distribuidas desde el Ecuador hasta Perú, y en el noreste de México hasta el Golfo de California (Glynn, 2001).

Pocos lugares son tan heterogéneos como el Golfo de California debido a su abrupta topografía combinada con procesos físicos como mareas, vientos y

radiación solar lo que da como resultado un ambiente altamente dinámico (Badan-Dangon et al., 1991). Por ende el Golfo de California se ha sido dividido en tres áreas biogeográficas (Alto Golfo, Golfo Medio y Bajo Golfo) basada en las diferencias dadas por la composición zoogeográfica (Californiana, Panamericana e Indopacífica) (Castro-Aguirre, et al., 1995). También presentan una riqueza alta; de sus 875 especies de peces registradas, 86 (10%) son endémicas y de las 271 consideradas como asociadas a los arrecifes, sólo 52 (19%) se consideran endémicas (Thomson *et al.*, 2000).

En general, la distribución de los peces está condicionada por la interacción de factores como las características del sustrato, propiedades físico-químicas de las masas oceánicas, disponibilidad de alimento, refugio, tasa de reclutamiento, depredación y cobertura coralina. El tipo de hábitat, relieve submarino y formación del arrecife, se han considerado como los factores que tienen mayor influencia en la estructura de dichas comunidades (Williams, 1991; McGehee, 1994; Bouchon-Navaro *et al.*, 2005).

La relación entre la complejidad topográfica de los arrecifes de coral y la diversidad de las comunidades de los peces es un indicador de la estructura comunitaria en estos hábitas (Risk, 1972; Talbot y Goldman, 1972; Luckhurst y Luckhurst, 1978; Gladfelter *et al.*, 1980). También se ha determinado que una mayor superficie proporciona una mayor diversidad debido a que provee hábitat y/o sitios de alimentación, aumentando la riqueza de las especies (Bell y Galzin, 1984).

En la Bahía de La Paz los arrecifes son de tipo rocoso, de los géneros *Pocillopora* y *Porites*, se encuentran dispuestos en parches o cabezas aisladas. Una excepción a lo anterior es el arrecife de San Lorenzo, situado en el canal del

mismo nombre, Bahía de la Paz, B.C.S; entre la Isla Espíritu Santo y la costa peninsular. Incluye grandes extensiones de coral *Pocillopora*, que proveen hábitat permanente o temporal a diversos grupos taxonómicos desde invertebrados (crustáceos) hasta peces (Hernández et. al., 2010). En este arrecife encalló un buque-tanque petrolero, destruyendo un área coralina considerable (Balart, 2001), misma que fue parcialmente restaurada con módulos cementados cubiertos de coral (Balart-Páez y Ortega-Rubio, 2005). El éxito de un esfuerzo de restauración de un arrecife se conoce mediante la evaluación de las comunidades que lo componen, siendo las especies de peces que son más afines al coral, las más perjudicadas; en otros casos no hay diferencia aparente (Connell et al., 1997; Fishelson, 2003,).

Se ha determinado que la abundancia, diversidad y riqueza específica son índices que varían cuando un ecosistema es afectado en forma natural o antrópica. Normalmente es seguido por un proceso de recuperación de las diferentes poblaciones, las cuales pueden eventualmente regresar a sus abundancias previas a la afectación, dependiendo de la intensidad de evento (Connell *et al.*, 1997). La degradación en arrecifes coralinos puede afectar la densidad de las especies ícticas, ya sea mediante la mejora en las densidades de los herbívoros (Wellington y Victor, 1985; Glynn y Colgan, 1988), o en la reducción de las densidades de coralívoros obligados (Ohman *et al.*, 1988). Sin embargo, la evidencia de estos fenómenos es escasa (Booth y Beretta, 2002). La respuesta de una comunidad hacia un disturbio no puede ser predicha, por ello se realiza el monitoreo de éstas. Los registros de peces se han considerado importantes y necesarios para un área de estudio determinada, siendo indicadores de

degradación o recuperación de un ecosistema perturbado (Roberts y Ormond, 1987).

En este estudio se llevo a cabo el análisis de la comunidad íctica con el fin de conocer su evolución en el área restaurada. El análisis comparativo con las áreas adyacentes de la comunidad de peces de arrecife en dos periodos de tiempo permitirá evaluar la recuperación funcional del arrecife y como se encuentra involucrada esta comunidad dentro de la sucesión.

### **Antecedentes**

La variación espacio-temporal de las comunidades de peces de arrecife y las relaciones con el complejo estructural fueron examinadas por Molles (1978) y Pérez-España *et al.* (1996). Molles (1978) determinó que los efectos de la heterogeneidad, área y aislamiento de arrecifes tanto naturales como artificiales diseñados con bloques modulares de diferentes tamaños (grandes, pequeños y combinación de las anteriores), muestra, que la riqueza específica y la composición son muy similares. En los arrecifes naturales dicho autor encontró una zonación vertical sugiriendo que la complejidad del hábitat estaba poco relacionada con la diversidad. Pérez-España *et al.* (1996) exploraron la variación de la estructura de la comunidad en cuatro sitios rocosos cercanos a Bahía La Paz, sin encontrar diferencias significativas entre los sitios. Esto fue adjudicado a la cercanía entre los sitios, y al tener un relieve rocoso homogéneo, los cuales presentan una organización y diversidad similar. Sin embargo mostró correlación positiva entre la riqueza específica y la temperatura, teniendo mayor diversidad en las épocas cálidas.

Villegas-Sánchez *et al.* (2009) encontraron una correlación positiva entre la abundancia, riqueza y diversidad con la rugosidad del sustrato, ya que ofrecen a los peces áreas de alimentación y refugio mostrando, una tendencia a incrementar durante la temporada cálida, concluyendo también que la profundidad y la exposición al oleaje son factores importantes que coadyuvan a mantener dicha tendencia en los índices ecológicos citados.

Aburto-Oropeza y Balart (2001) trabajaron en los Islotes, un conjunto de arrecifes rocosos, los cuales difieren en el tamaño y tipo de rocas que los componen, ubicados al noreste del complejo insular Espíritu Santo. Observaron que las especies de talla pequeña son atraídas en gran medida por la diferencia en el tamaño de parches de rocas y el tipo de fondo que presenta, utilizándolo principalmente como refugio.

Galván-Magaña *et al.* (1996) mencionan que los peces en sustratos rocosos cercanos a islas tienen mayor cantidad de habitantes, comparados con aquellos que se encuentran cerca del continente (zonas costeras). En un estudio llevado a cabo en los alrededores de la Isla Espíritu Santo y en una montaña submarina cercana por Rodríguez-Romero *et al.* (2005) encontraron que los ensambles de peces mostraban diferencias, siendo más diversos los de la isla; estas diferencias las adjudicaron a la protección y la poca profundidad que permite elevadas temperaturas, propiciando mayor diversidad de flora y fauna viéndose reflejado en la disponibilidad de alimento. En tanto que en la montaña submarina, la cual se encuentra dominada por cantos rodados y poca protección en las áreas de corrientes fuertes trae el efecto contrario que en una zona protegida.

El 22 de septiembre de 2001 encalló de manera accidental el buque-tanque “Lázaro Cárdenas II” en el arrecife San Lorenzo, al sur de la Isla Espíritu Santo al



noroeste de La Paz, B.C.S., en el Golfo de California a una profundidad entre 3 y 7 metros. Como resultado, una gran cantidad de cabezas de coral del género *Pocillopora* que constituían el fondo del arrecife en forma de grandes agregaciones fueron trituradas, desplazadas y fragmentadas. (Balart, 2001).

Los encallamientos en arrecifes son considerados uno de los principales impactos antropogénicos ya que pulveriza coral, desplazan depósitos de sedimento y destruyen o fracturan la plataforma del arrecife (Jaap, 2000). Sin embargo en esta zona es la primera vez que se registra un suceso de tal magnitud. Por ende PROFEPA solicitó realizar una valoración inmediata de los daños a este ecosistema y la posible implementación de medidas de mitigación (Balart, 2001).

Un caso semejante se dio en las Islas Vírgenes en el Mar Caribe, se implementó como medida de mitigación los arrecifes artificiales, que han sido utilizados para el estudio de estructura comunitaria, dinámica de reclutamiento y preferencias de hábitat en peces (Beets y Hixon, 1994).

Para la restauración de arrecifes se han desarrollado diversas técnicas y herramientas, utilizando como instrumento efectivo la capacidad regenerativa de los corales a partir de fragmentos vivos (Lirman, 2000). La restauración llevada a cabo en este sitio fue la implementación de arrecifes artificiales (módulos) en la zona que fue desprovista totalmente de coral vivo y la limpieza de pedacera de coral a lo largo de la zona de afectación (Balart, 2001).

## **Justificación**

Los disturbios causados de manera antropogénica o natural, causan una perturbación en el ambiente, modificando las características morfo-funcionales del relieve submarino. Como consecuencia, las comunidades asociadas a ellos se ven afectadas. De manera particular los peces han demostrado ser buenos indicadores del buen estado de un arrecife. Por medio del monitoreo, empleando diversos descriptores ecológicos en las zonas afectadas, se puede dilucidar los cambios de la comunidad a través del tiempo. En consecuencia, se hace imperativo realizar este análisis en esta zona para registrar y evaluar los cambios en la estructura de la comunidad.

## **Hipótesis**

Si la riqueza y la abundancia de los peces de arrecife se encuentran en función de la complejidad estructural del mismo, la disminución de la cobertura coralina del área impactada en el arrecife de San Lorenzo, afectará negativamente los descriptores de la comunidad.

Por el contrario, el establecimiento de módulos de roca y piedra con corales cementados en el área impactada propiciará el uso del área restaurada por la fauna asociada, en este caso los peces, aumentando la similitud de la estructura de la comunidad íctica asociada al área impactada-restaurada y el área testigo adyacente.

## Objetivos

### General:

- ✓ Evaluar el efecto de la restauración en un área perturbada sobre la comunidad íctica del arrecife de San Lorenzo, Bahía de La Paz, B.C.S.

### Particulares:

- ✓ Evaluar los cambios espacio-temporales de la riqueza, densidad, equidad, y diversidad íctica en tres áreas del arrecife San Lorenzo tras cuatro años de monitoreo.
- ✓ Evaluar la variación en el índice de valor biológico (IVB) de las especies ícticas en tres áreas del arrecife San Lorenzo tras cuatro años de monitoreo.
- ✓ Evaluar la variación en los grupos funcionales de los peces asociados a tres áreas del arrecife San Lorenzo tras cuatro años de monitoreo.
- ✓ Estimar la similitud entre los sitios que se encuentran perturbados-restaurados y el sitio control.

## Área de estudio

El área de estudio se ubica en la zona de impacto afectada por el buque-tanque “Lázaro Cárdenas II” es el arrecife de San Lorenzo (en el canal del mismo nombre); ubicado aproximadamente en las coordenadas 24° 23.208´ latitud Norte y 110° 18.900´ longitud Oeste (Fig. 1), entre el lado sur de la Isla Espíritu Santo y la playa Tecolote en el área peninsular, cercano a la segunda baliza de señalización. El área de estudio, se dividió en tres sitios de monitoreo: Modular (SLM), que corresponde al área impactada y restaurada parcialmente con estructuras artificiales de piedra y cemento cubiertas de coral (módulos); Secundario (SLS), que corresponde al área arrecifal adyacente impactada por fragmentos coralinos producidos por el encallamiento y que fueron arrojados sobre su cobertura coralina por el huracán Juliete (erradicados posteriormente); y área Testigo (SLT), que corresponde a una extensa zona adyacente que no sufrió afectación alguna (Balart, 2001; Balart y Ortega-Rubio, 2005).

Estos sitios se caracterizan por tener el fondo cubierto de coral *Pocillopora* (principalmente *P. verrucosa*), el cual forma cabezas de tamaño variable (hasta algunos metros de diámetro) y que en áreas de gran densidad, como el SLT y SLS, forma una superficie homogénea continua. Adyacente al área de coral y separado por grandes manchas del mismo encontraron parches de arena y rocas tipo canto rodado. (Balart, 2001).

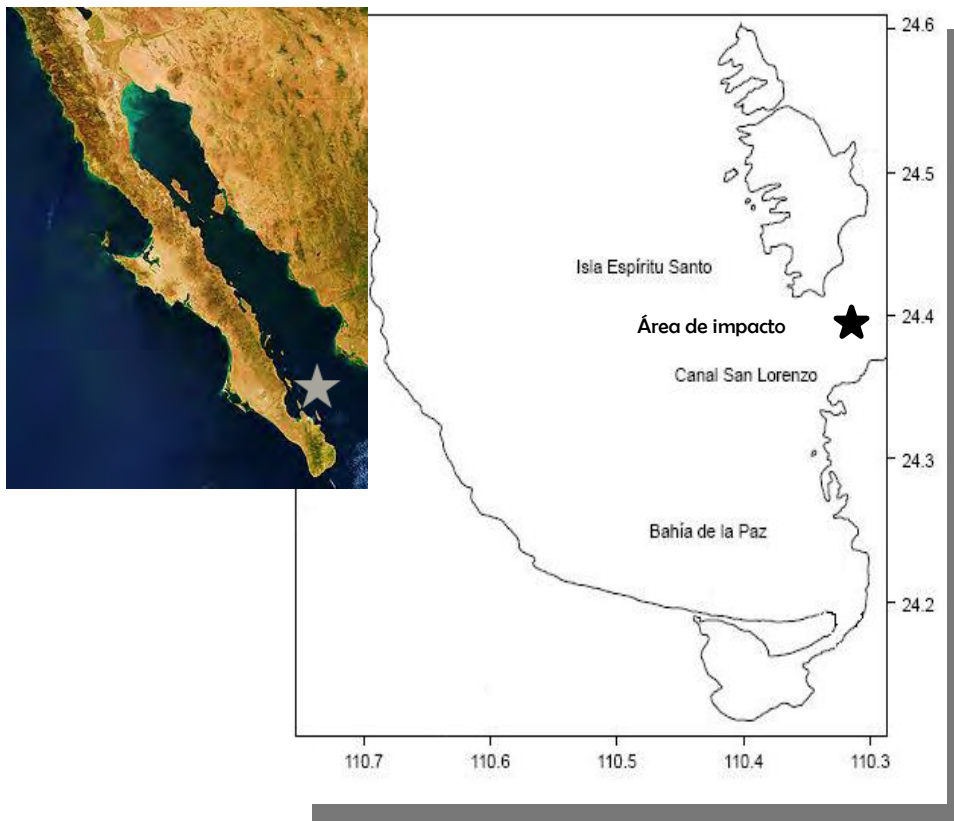


Fig.1. Área de estudio en el Canal San Lorenzo, Bahía de la Paz, B.C.S.

## Métodos

### Campo

Un grupo de expertos en peces de arrecife realizaron censos submarinos con equipo SCUBA identificando las especies de forma visual; en aquellas especies donde no se tuviera la certeza, se fotografiaron o colectaron para su correcta identificación taxonómica.

Los censos de especies de peces crípticos se realizaron con cuatro réplicas sobre transectos de 30 x 1 m. Para las especies de peces conspicuos también se

realizaron cuatro réplicas pero sobre transectos de 30 x 5 m. Se realizaron dos recorridos sobre un mismo transecto: el primero para registrar las especies que pueden ser ahuyentadas por el paso del buzo y el segundo para detectar aquellas que no dejan el área de observación (Aburto-Oropeza y Balart, 2001).

#### Gabinete

Los ejemplares no identificados *in situ* fueron catalogados correctamente con base en Thomson *et. al.* (2000).

De cada grupo de peces se contabilizó el número de especies y el número de individuos de cada una con la finalidad de obtener la riqueza específica y estimar la densidad. Para complementar estos valores se calcularon los siguientes índices ecológicos por año y sitio de muestreo:

- ✓ Índice de Margalef, proporciona la diversidad con base en la riqueza de especies por medio de la siguiente ecuación:

$$d = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde  $S$  es el número de especies y  $N$  el número de individuos.

- ✓ Índice de Shannon-Wiener, proporciona información sobre la estructura comunitaria, pues considera en conjunto el número de especies así como la abundancia de cada una. Se expresa de la siguiente forma:

$$H' = - \sum \left( \frac{n_i}{N} \right) \ln \left( \frac{n_i}{N} \right)$$

Donde  $N$  es el número total de individuos de todas las especies y  $n_i$  es el número de individuos de la especie  $i$  en un censo.

- ✓ Índice de Pielou, es un índice de equidad el cual permite conocer como se distribuyen los individuos entre las especies. Se expresa en la siguiente ecuación:

$$J' = H' / \ln(S)$$

Donde  $H'$  es el máximo valor de diversidad de Shannon y  $S$  es el número de especies.

Con el fin de determinar las especies dominantes por sitio y año de muestreo se aplicó el índice de valor biológico (IVB) propuesto por Sanders (1960) con base en la siguiente expresión:

$$IVBi = \sum_{j=1}^M \text{punto } ij$$

donde  $i$  corresponde a cada especie y  $j$  a las estaciones de recolección.

Para calcular este índice, se asigna un valor de importancia a cada especie en función de su abundancia numérica de cada muestreo, expresándola en manera de puntajes (Loya-Salinas y Escofet, 1990).

Para poder identificar la importancia de la variación a lo largo de los grupos funcionales se clasificaron a las especies siguiendo el criterio de Viesca-Lobatón (2003) y Viesca-Lobatón *et al.* (2008), obteniéndose los grupos funcionales siguientes:

- Herbívoros: Se alimentan exclusivamente de algas.
- Omnívoros: Combinan las algas con invertebrados y detritos.
- Piscívoros: Se alimentan exclusiva o casi exclusivamente de peces en su vida adulta, ya que cuando son juveniles o subadultos se alimentan de invertebrados. Considerados los depredadores tope del arrecife.
- Zoobentívoros: Se alimentan principalmente de invertebrados bentónicos.
- Zooplanctívoros: Se alimentan en la columna de agua de diversos grupos de invertebrados y larvas de peces.

Obtenidos los datos, les fueron aplicadas las pruebas estadísticas de Kolmogorov-Smirnov, homocedasticidad de varianzas e independencia, con el fin de elegir el tipo de pruebas a utilizar, paramétricas (análisis de varianza de una vía) o no paramétricas (Kruskall-Wallis), utilizando el paquete computacional estadístico STATISTICA versión 7.0 (Staf Soft®). Con el apoyo de otro paquete (PRIMER 6 versión 6.1.9) se llevó a cabo análisis de agrupamiento de los diferentes sitios por medio de dendogramas.

## **Resultados**

### Densidad

Conjuntando los datos de los diferentes sitios de muestreo se observa que el SLT presenta en ambos años (2004 y 2009), una mayor densidad media que en los dos sitios restantes (Figs. 2 y 3). Sin embargo, no hay diferencias estadísticas significativas entre los tres sitios de muestreo ( $p > 0.05$ ).



En el año 2005 el SLM registró la menor densidad promedio variando de 0.1 a 0.2 ind/m<sup>2</sup>, seguido del SLS con valores de 0.2 a 0.4 ind/m<sup>2</sup>, mientras que el SLT fue el que alcanzó la mayor densidad con valores de 0.2 a 0.5 ind/m<sup>2</sup> sin mostrar diferencias significativas (Fig. 2). En el 2009 la densidad registra valores muy similares variando de 0.2-0.4 ind./m<sup>2</sup> y tampoco presenta diferencias significativas entre los tres sitios de muestreo, siendo el área testigo la que presenta mayor densidad (Fig. 3). En ambos años SLS y SLT poseen valores similares, siendo el SLM el único donde se observo un valor menor al de los demás en el 2005, y aumentando de forma considerable para el 2009 (Fig. 4).

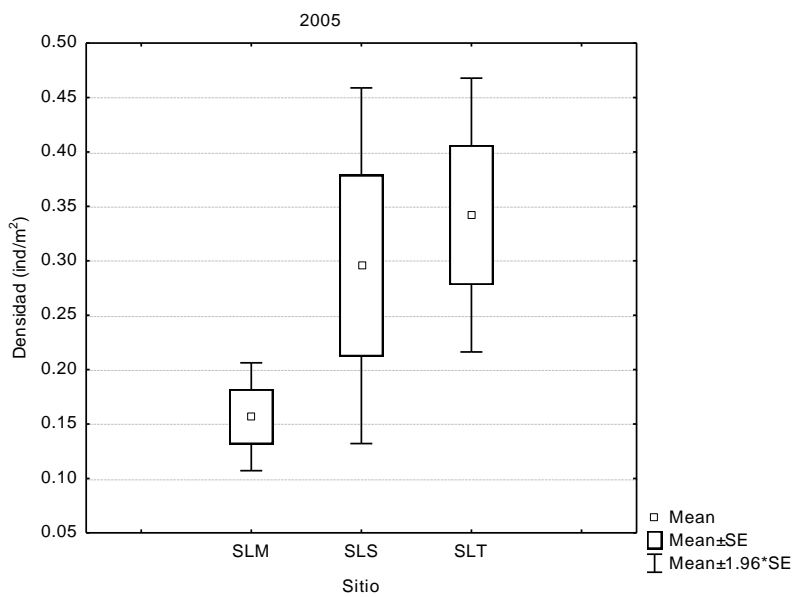


Fig. 2. Densidad promedio por sitio durante el 2005.

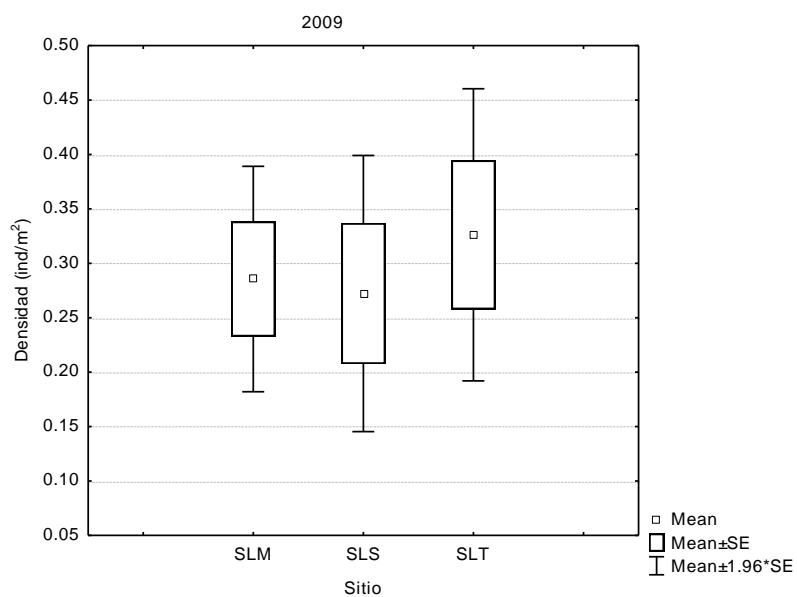


Fig. 3. Densidad promedio por sitio durante el 2009.

El único sitio que mostro diferencias estadísticas significativas fue el SLM ( $F=4.8522$ ;  $p=0.0276$ ), que aumentó su densidad en el 2009 (Fig. 4). Los sitios SLS (Fig. 5) y SLT (Fig. 6) mostraron valores muy similares para ambos años de estudio.

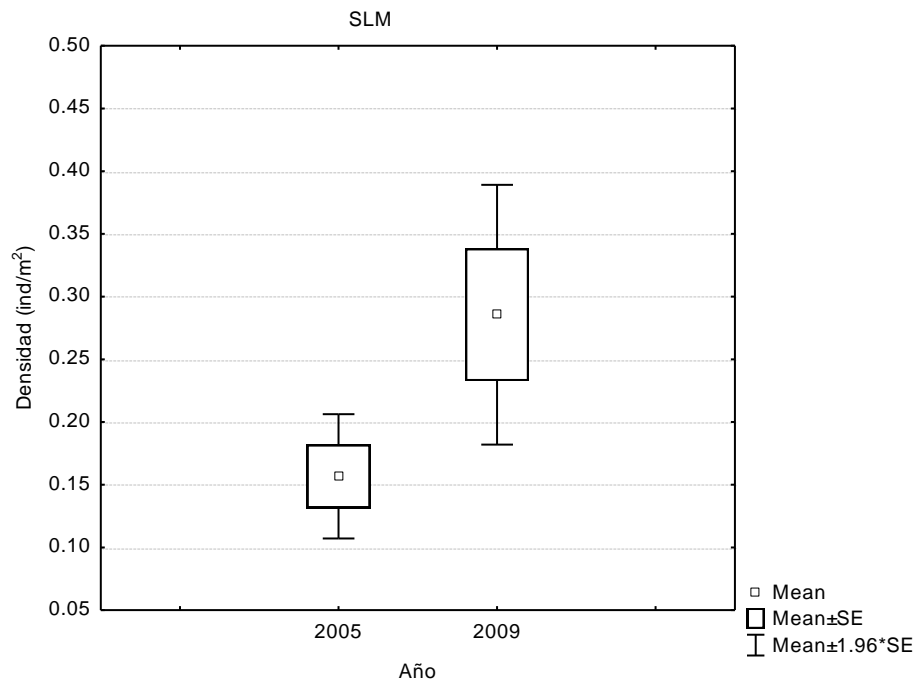


Fig. 4. Densidad promedio del SLM en ambos años de estudio.

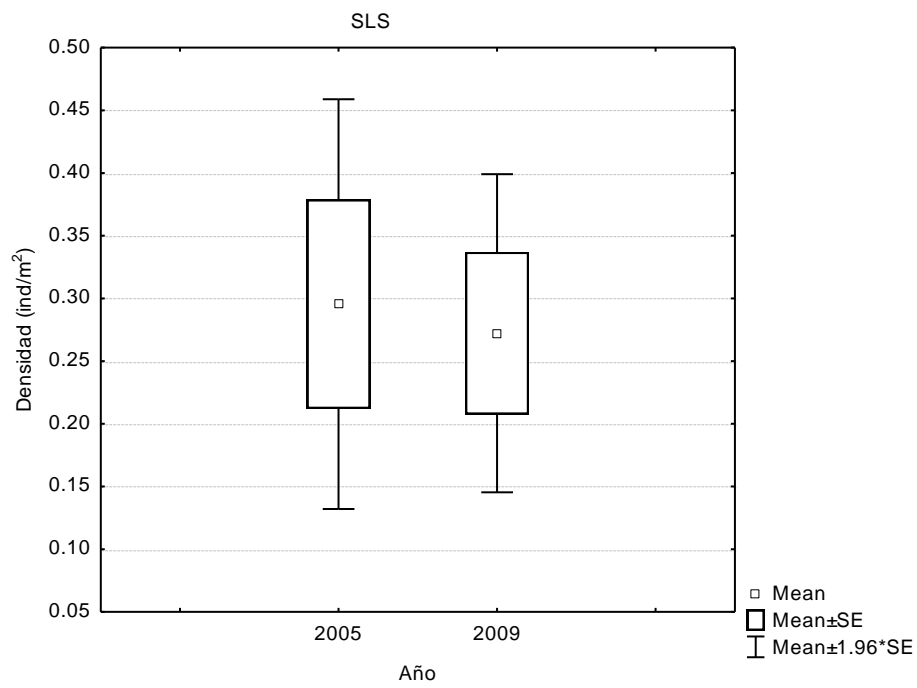


Fig. 5. Densidad promedio del SLS en ambos años de estudio.

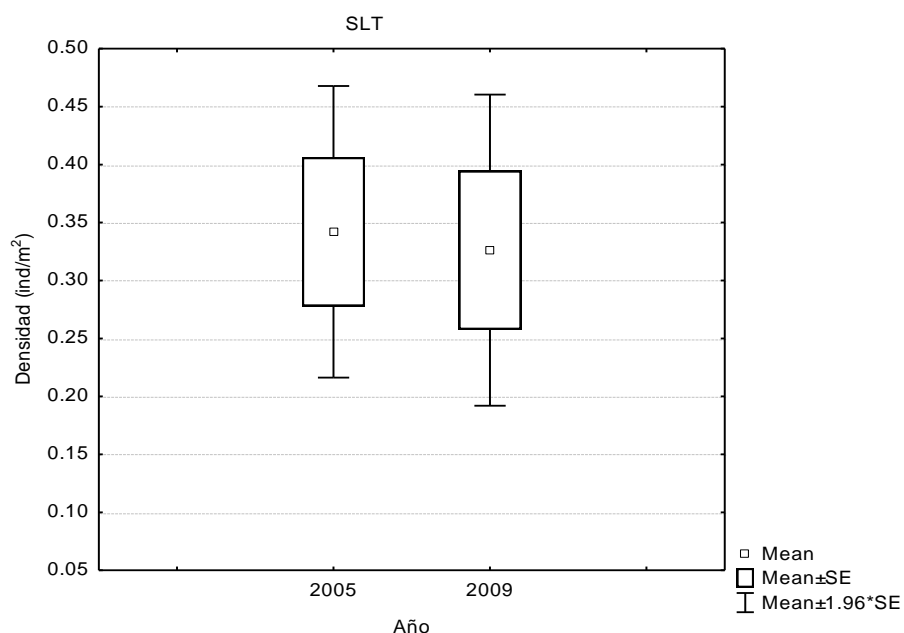


Fig. 6. Densidad promedio del SLT en ambos años de estudio.

## Riqueza

Se registraron 72 especies comprendidas en 28 familias para el 2005 y 70 especies pertenecientes a 27 familias durante el 2009.

Durante el año 2005 se observaron diferencias significativas en SLM y SLS respecto al SLT ( $p=0.0102$ ,  $F=8.3949$ ). Siendo el SLM el que registró mayor número de especies, variando entre 20 y 28 especies y el SLT el menor con una variación de 12 a 18 especies (Fig. 7).

En el 2009 los sitios no presentan diferencias estadísticas significativas ( $p>0.05$ ); siendo el SLS el que se encuentra menos representado (12-16 especies), seguido del SLT con valores entre 16 y 22 especies, quedando el SLM como el que mostró la mayor riqueza de especies (16-24 especies).

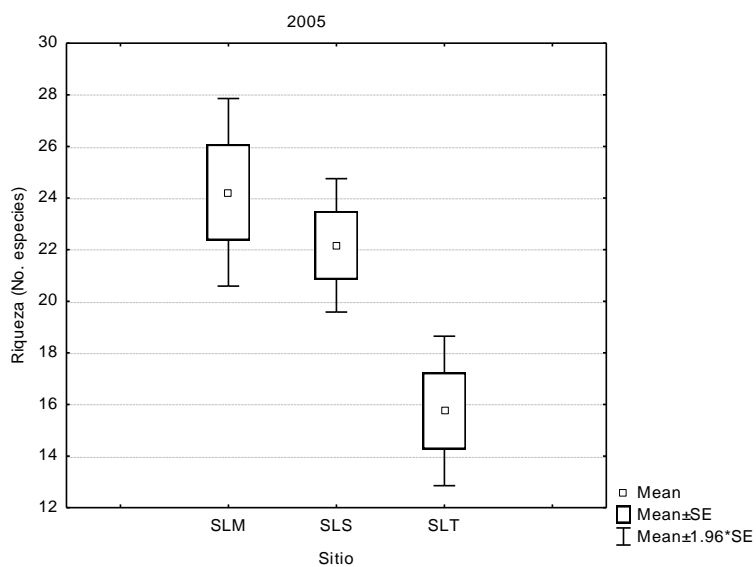


Fig. 7. Riqueza de especies en el 2005 en los diferentes sitios de estudio.

Para ambos años (Figs. 7 y 8) el SLM fue el que mostró la mayor riqueza de especies, el SLS disminuyó, mientras que el SLT aumentó para el 2009.

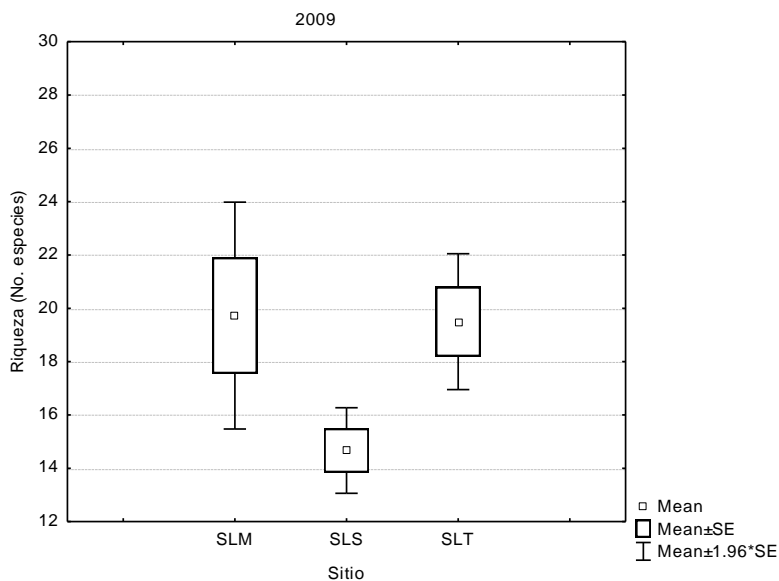


Fig. 8. Riqueza de especies en el 2009 en los diferentes sitios de estudio.

Comparando cada sitio entre los dos años de estudio, el único que tuvo diferencias significativas fue el SLS (Fig. 10) ( $F=23.3246$ ;  $p=0.00008$ ), con la mayor riqueza en el año 2005. El sitio modular no muestra diferencias entre ambos años ( $p>0.05$ ), pero la riqueza decreció de 2005 a 2009 (Fig. 9), mientras que en el SLT la riqueza fue menor en el 2005, aumentando para el siguiente año de estudio (Fig.11).

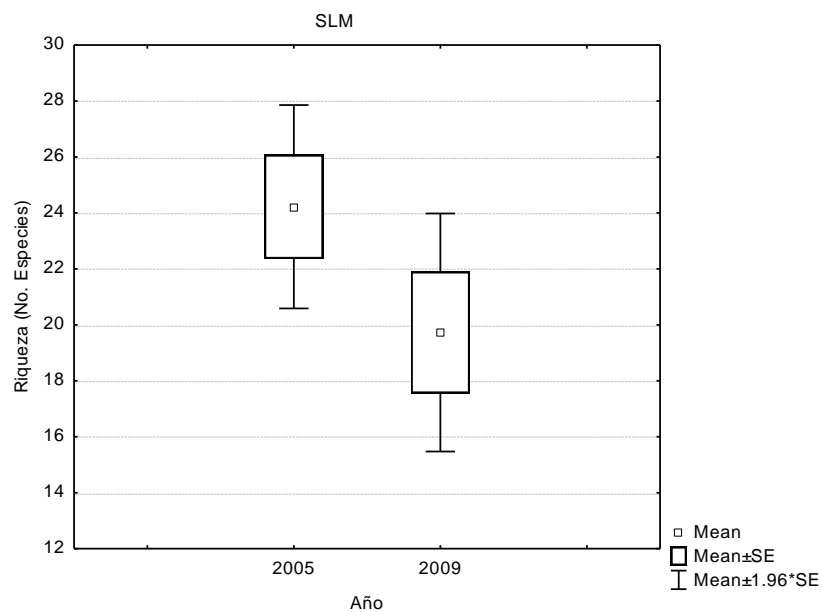


Fig. 9 Riqueza de especies en el SLM en ambos años de estudio.

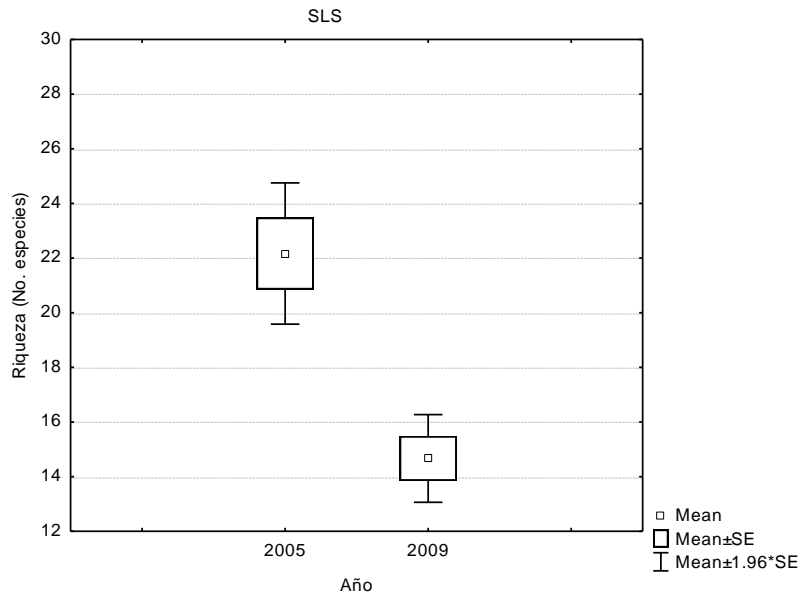


Fig. 10. Riqueza de especies en el SLS para ambos años de estudio

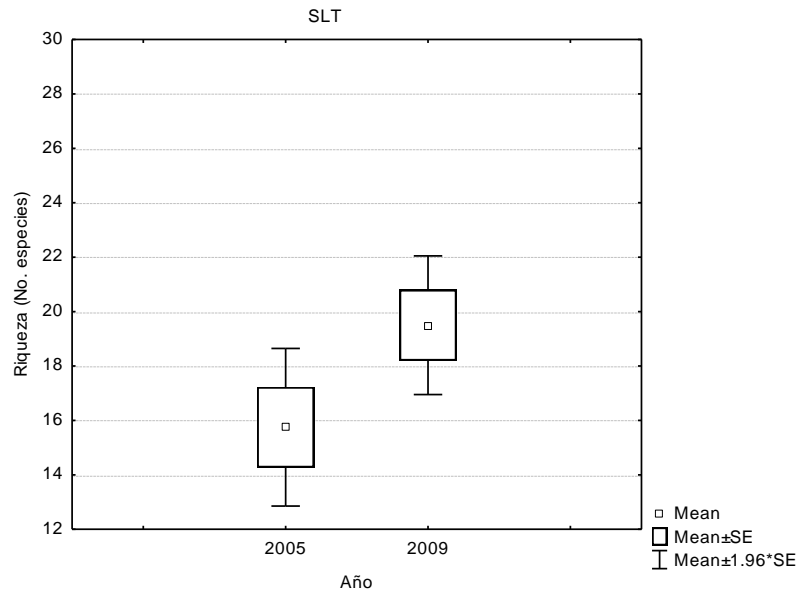


Fig. 11. Riqueza de especies en el SLT para ambos años de estudio.

## Índice de Margalef.

El valor del índice de Margalef varió de 3.4 a 6.5 como máximo durante el 2005 y de 2.9 como mínimo a 7.3 como máximo durante el 2009. En el 2005 los sitios mostraron diferencias significativas ( $F=4.9631$ ;  $p=0.0374$ ), indicando la prueba *a posteriori* que la diferencia ocurre entre SLM y SLS, con valores más altos, en tanto que el SLT registró el valor promedio más bajo (Fig.12). En el 2009 no se presentan diferencias estadísticas significativas entre los sitios ( $p>0.05$ ), pero el SLM es el que posee el valor promedio más elevado para este índice y el SLT aumenta para este año y el SLS disminuye (Fig. 12).

Comparando entre años, no hay diferencias significativas en el valor promedio de este índice en el SLM ( $p=0.9999$ ), SLS ( $p=0.0185$ ), ni SLT ( $p=0.8661$ ).

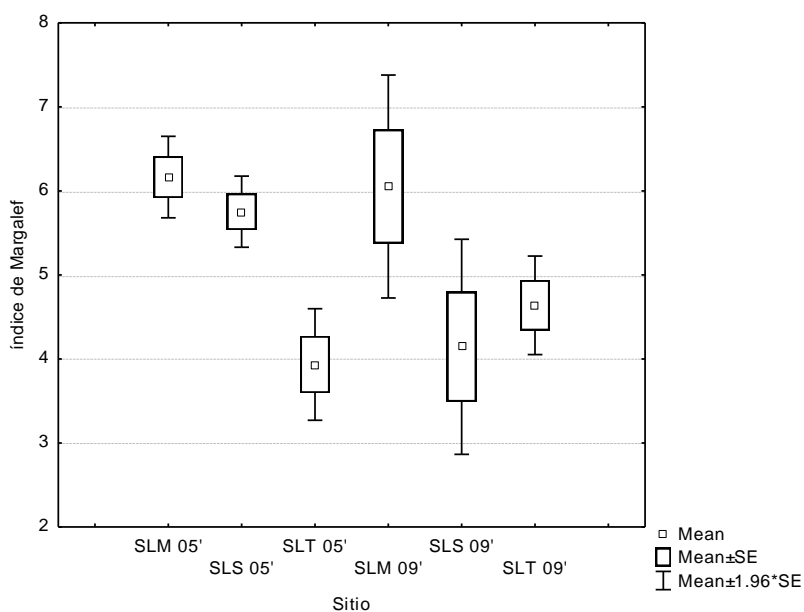


Fig. 12. Valores del índice de Margalef por sitio y año.



### Índice de Shannon-Wiener.

En el 2005 los valores de  $H'$  variaron de 0.8 a 2.3, mientras que en el 2009 lo hicieron de 0.3 a 2.5. En el 2005 si hubo diferencias estadísticas significativas entre sitios ( $p=0.0030$ ,  $F=17.7649$ ); las pruebas *a posteriori* demuestran que los valores más altos ocurren en el SLM, y los valores más bajos en SLS y SLT (Fig. 13).

En el 2009 (Fig. 13) la mayor diversidad se encontró en el SLM y SLT, con diferencias significativas ( $p=0.0006$ ,  $F=31.1553$ ), las pruebas *a posteriori* marcan las diferencias entre el SLM y el SLS y este a su vez con el SLT.

Al comparar entre años se tiene que no hubo diferencias significativas entre el SLM ( $p=1.0000$ ), SLS ( $p=0.4084$ ) ni el SLT ( $p=0.5264$ ).

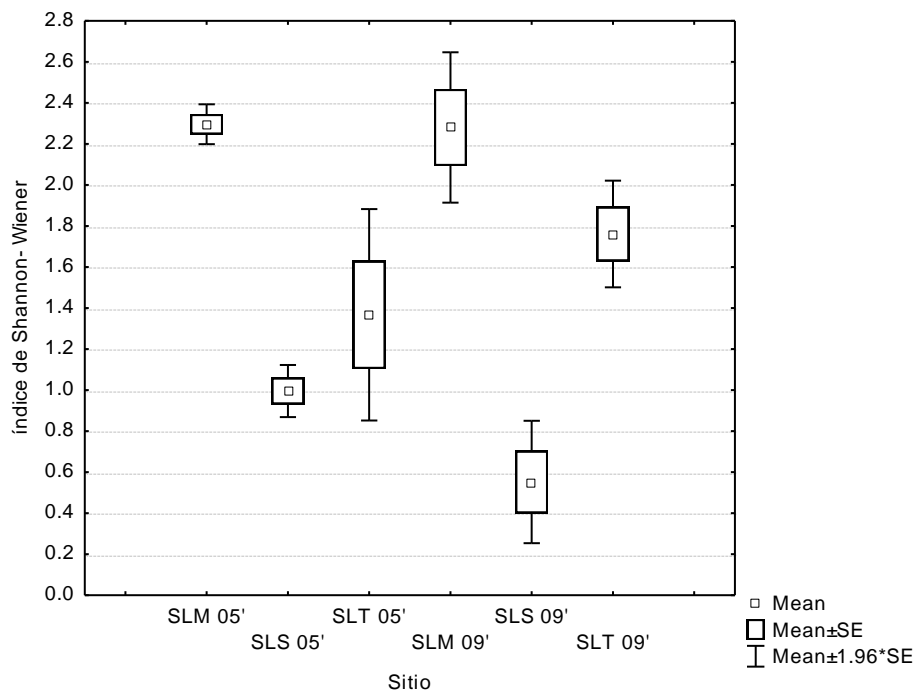


Fig. 13. Valores del índice de Shannon- Wiener por sitio y año.

### Índice de equidad de Pielou.

Los valores de equidad variaron de 0.2 a 0.6 en el 2005 y de 0.3 a 0.6 en el 2009. En el 2005 hay diferencias significativas entre los tres sitios ( $p=0.0000$ ,  $F=456.224$ ), teniendo el valor más alto el SLM y el más bajo el SLS. En el 2009 hay diferencias significativas entre los tres sitios ( $p=0.00002$ ,  $F=105.6614$ ); teniendo el valor más alto el SLM y el más bajo el SLS.

En ambos años entre los sitios no hubo diferencias significativas ( $p>0.05$ ), comportándose de manera muy similar para este índice.

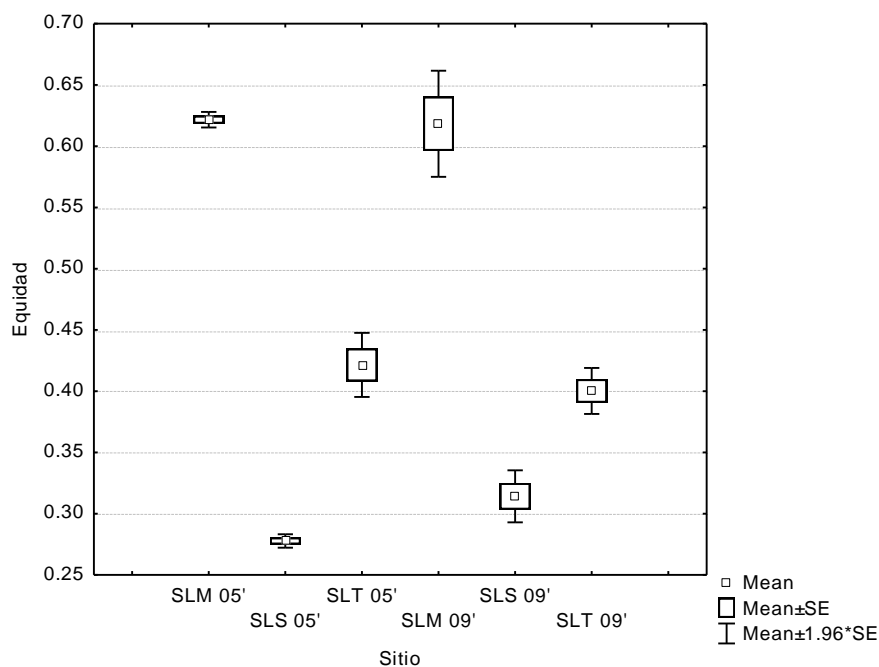


Fig. 14. Valores del índice de Pielou por sitio y año.

Índice de Valor Biológico (IVB).

Al calcular el índice de valor biológico (IVB) se obtuvieron valores de 133 puntos, en las especies con mayor dominancia, y 33 puntos en las especies de menor dominancia dentro de la comunidad; los valores máximos de acuerdo a este índice se enlistaron por sitio a lo largo de cada año de estudio. (Tabla I y II).

En el 2005 (Tabla I) el SLM tuvo la mayor cantidad de especies dominantes (21), sin embargo el puntaje con el que se encuentran representadas es solo de 100 puntos, en comparación con los otros dos sitios que si alcanzaron el máximo valor registrado, quedando el SLS con 16 especies dominantes y el SLT con 11 especies.

Durante el 2009 (Tabla II) el SLT es el que tuvo la mayor cantidad de especies dominantes (14), seguido del SLS (9) y por último el SLM (9); todos los sitios tienen el valor máximo registrado para este índice.

Comparando ambos años, el SLM disminuyó la cantidad de especies dominantes para el 2009, pero estas especies poseen el valor máximo para este índice, el SLS también tuvo una disminución de especies, y el SLT aumentó.

Tabla I. Especies con mayor dominancia de acuerdo al IVB en el 2005.

2005		
SLM (100 puntos)	SLS (133 puntos)	SLT (133 puntos)
<i>Acanthemblemaria crockeri</i>	<i>Alphestes immaculatus</i>	<i>Abudefduf troschelli</i>
<i>Bodianus diplotaenia</i>	<i>Bodianus diplotaenia</i>	<i>Alphestes immaculatus</i>
<i>Canthigaster punctatissima</i>	<i>Canthigaster punctatissima</i>	<i>Bodianus diplotaenia</i>
<i>Cirrhichthys oxycephalus</i>	<i>Cirrhichthys oxycephalus</i>	<i>Cirrhichthys oxycephalus</i>
<i>Coralliozetus micropes</i>	<i>Diodon holocanthus</i>	<i>Diodon holocanthus</i>
<i>Diodon holocanthus</i>	<i>Holacanthus passer</i>	<i>Epinephelus labriformis</i>
<i>Elacatinus punctulatus</i>	<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	<i>Holacanthus passer</i>
<i>Holacanthus passer</i>	<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Stegastes rectifraenum</i>
<i>Johnrandallia nigrirostris</i>	<i>Ophioblennius steindachneri</i>	<i>Thalassoma grammaticum</i>
<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Pomacanthus zonipectus</i>	<i>Thalassoma lucasanum</i>
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	<i>Scarus ghobban</i>	<i>Tylosurus crocodilus fodiator</i>
<i>Ophioblennius steindachneri</i>	<i>Scarus rubroviolaceus</i>	
<i>Paranthias colonus</i>	<i>Serranus psittacinus</i>	
<i>Protemblemaria bicirris</i>	<i>Stegastes rectifraenum</i>	
<i>Scarus ghobban</i>	<i>Thalassoma grammaticum</i>	
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	<i>Thalassoma lucasanum</i>	
<i>Serranus psittacinus</i>		
<i>Stegastes flavilatus</i>		
<i>Stegastes rectifraenum</i>		
<i>Thalassoma grammaticum</i>		
<i>Thalassoma lucasanum</i>		

Tabla II. Especies con mayor dominancia de acuerdo al IVB en el 2009.

2009		
SLM (133 puntos.)	SLS (133 puntos.)	SLT (133 puntos)
<i>Holacanthus passer</i>	<i>Canthigaster punctatissima</i>	<i>Alphestes immaculatus</i>
<i>Lutjanus argentiventris</i>	<i>Cirrhichthys oxycephalus</i>	<i>Bodianus diplotaenia</i>
<i>Stegastes rectifraenum</i>	<i>Coryphopterus urosphilus</i>	<i>Canthigaster punctatissima</i>
<i>Thalassoma lucasanum</i>	<i>Diodon holocanthus</i>	<i>Cirrhichthys oxycephalus</i>
	<i>Epinephelus labriformis</i>	<i>Diodon holocanthus</i>
	<i>Holacanthus passer</i>	<i>Holacanthus passer</i>

	<i>Scarus ghobban</i> <i>Stegastes rectifraenum</i> <i>Thalassoma lucasanum</i>	<i>Johnrandallia nigrirostris</i> <i>Lutjanus argentiventris</i> <i>Mycteroperca rosacea</i> <i>Ophioblennius steindachneri</i> <i>Scarus ghobban</i> <i>Scorpaenodes xyris</i> <i>Stegastes rectifraenum</i> <i>Thalassoma lucasanum</i>
--	---	--

### Grupos funcionales

En el 2005, los diferentes grupos funcionales tuvieron como valor mínimo 0.1 y como valor máximo 0.9, siendo el que posee el valor más bajo los piscívoros y el valor más alto los omnívoros. Si hubo diferencias significativas entre los grupos funcionales ( $p=0.0000$ ,  $F=10.1038$ ), y la prueba *a posteriori* señaló que estas diferencias se encontraban entre los omnívoros con los piscívoros, los herbívoros y los zoobentívoros (Fig. 15).

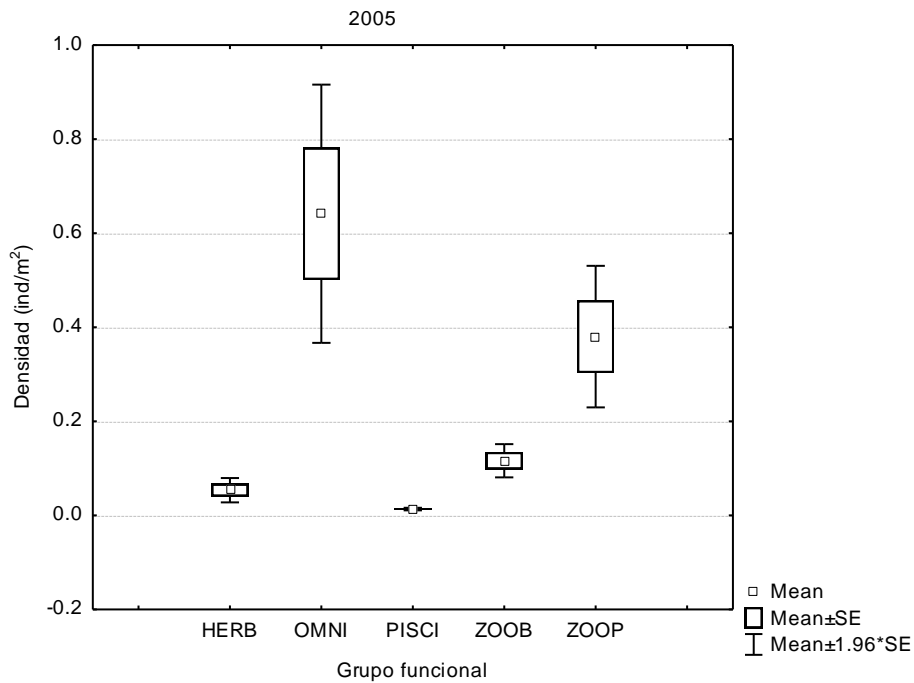


Fig. 15. Densidad promedio de los diferentes grupos funcionales durante el 2005. (HERB=herbívoros, OMNI=omnívoros, PISCI=piscívoros, ZOOB=zoobentívoros y ZOOP=zooplantívoros).

En el 2009 la densidad promedio mínima por grupo fue de 0.1 y la máxima de 0.9, siendo el grupo con la menor densidad el de los piscívoros y con la mayor los zooplanctívoros. Se encontraron diferencias significativas ( $p=0.0000$ ),  $F=9.8662$ ); la prueba *a posteriori* señaló que estas diferencias se encontraban entre los omnívoros con herbívoros, piscívoros y zoobentívoros y los zooplanctívoros con los herbívoros, piscívoros y zoobentívoros (Fig. 16).

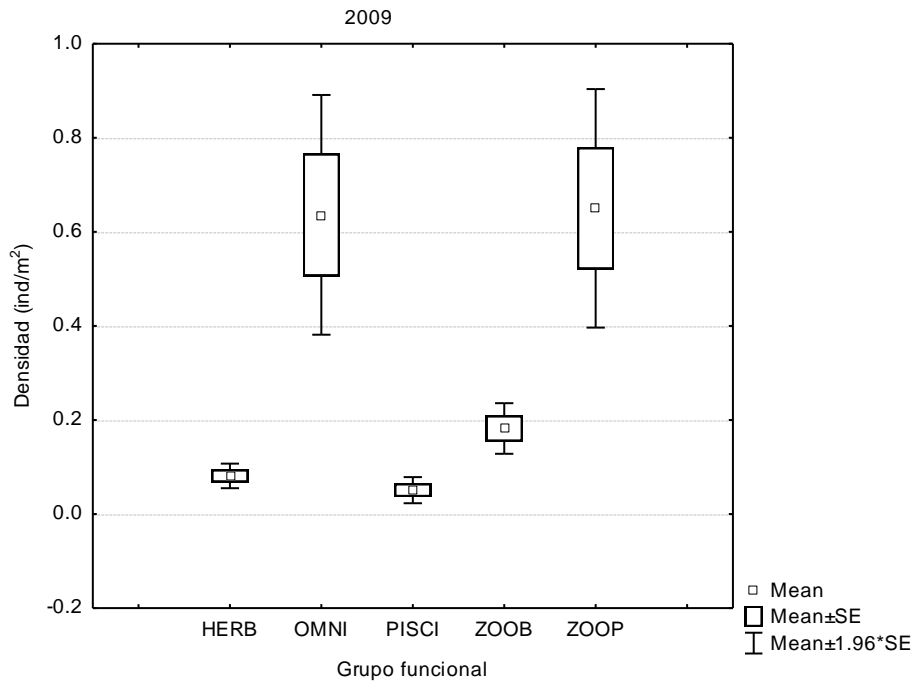


Fig. 16. Densidad promedio de los diferentes grupos funcionales durante el 2009.

En el grupo funcional de herbívoros (Fig. 17) la densidad promedio fue de 0.01ind/m<sup>2</sup> y 0.17ind/m<sup>2</sup>. En el 2005 el sitio con el valor más alto en base a su densidad promedio fue el SLS y con el valor más bajo el SLT, en el 2009 se comportaron de la misma manera. No se encontraron diferencias significativas para este grupo funcional ( $p > 0.05$ ).

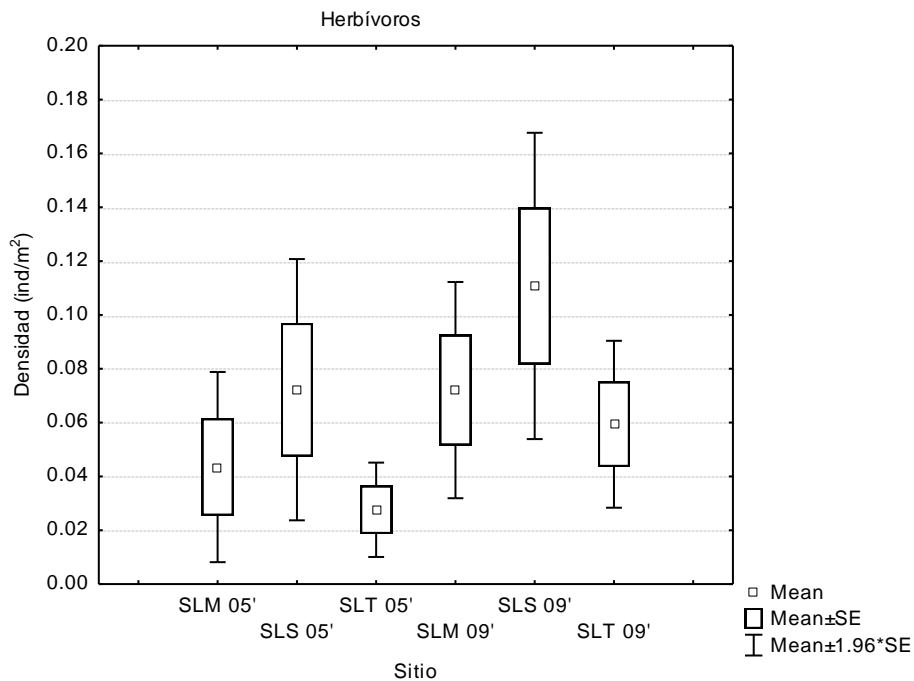


Fig. 17. Densidad de herbívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.

Los omnívoros en el 2005 mostraron su valor más bajo de 0.1 ind/m<sup>2</sup> y el más alto de 1.5 ind/m<sup>2</sup>, en el 2009 el valor más bajo fue de 0.1 ind/m<sup>2</sup> y el más alto de 1.3 ind/m<sup>2</sup>, la menor densidad se encontró en el SLM en ambos años, sin mostrar diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) y con densidades similares en los demás sitios (Fig. 18).

El grupo funcional de los piscívoros es el único que muestra diferencias estadísticas significativas ( $F = 2.6987$ ,  $p = 0.0248$ ), pruebas *a posteriori* mostraron que estas diferencias son entre el SLS del 2005 y el SLM en el 2009. Este grupo muestran densidades casi iguales para ambos años, aunque aumentaron para el 2009 (Fig. 19).



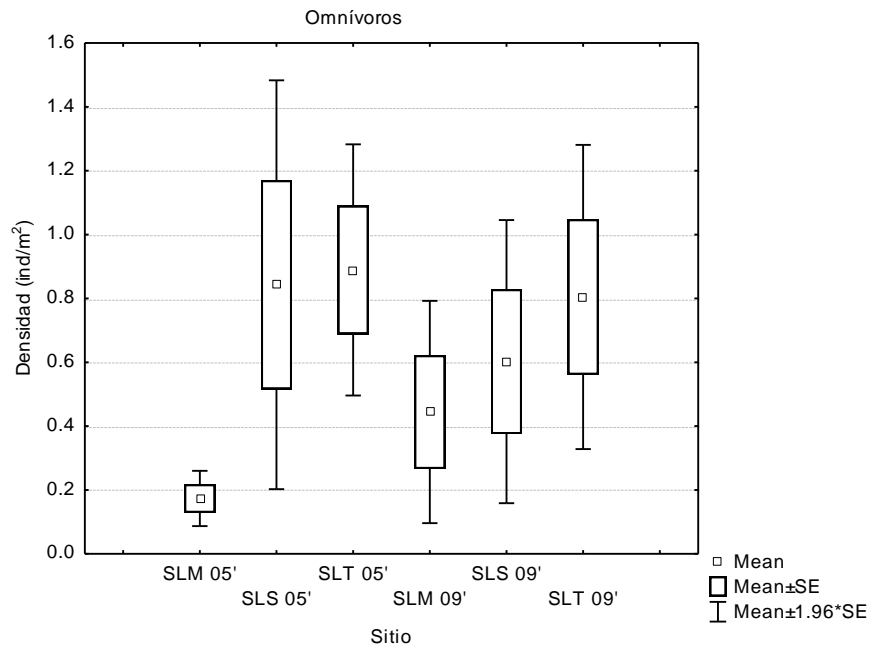


Fig. 18. Densidad de omnívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.

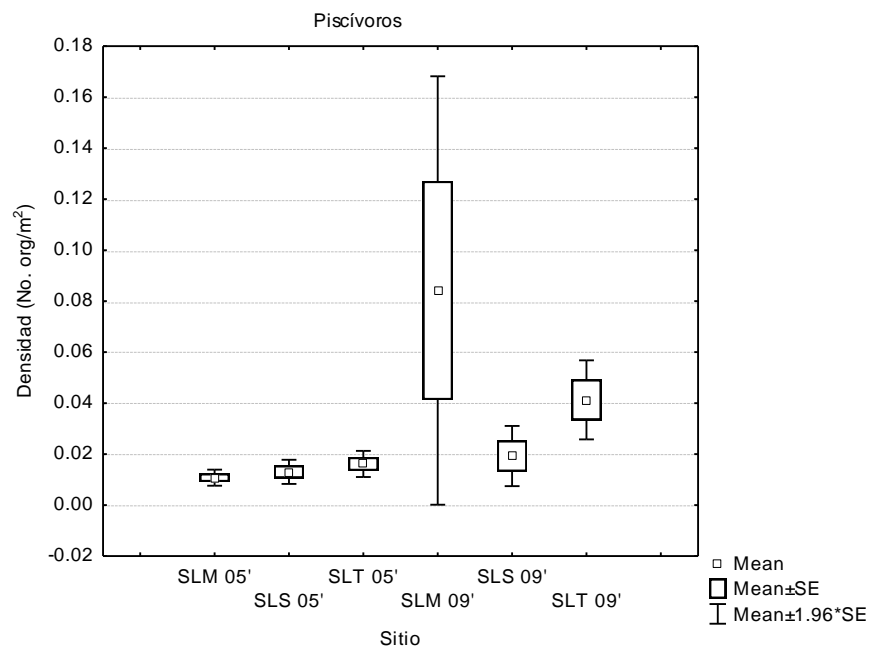


Fig. 19. Densidad de piscívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.

Los zoobentívoros se encuentran con el valor mínimo 0.05 ind/m<sup>2</sup> y como máximo 0.4 ind/m<sup>2</sup>, estos valores aumentaron en el SLM y SLS para el 2009, mientras que el SLT disminuyó, sin mostrar diferencias significativas ( $p>0.05$ ) (Fig. 20).

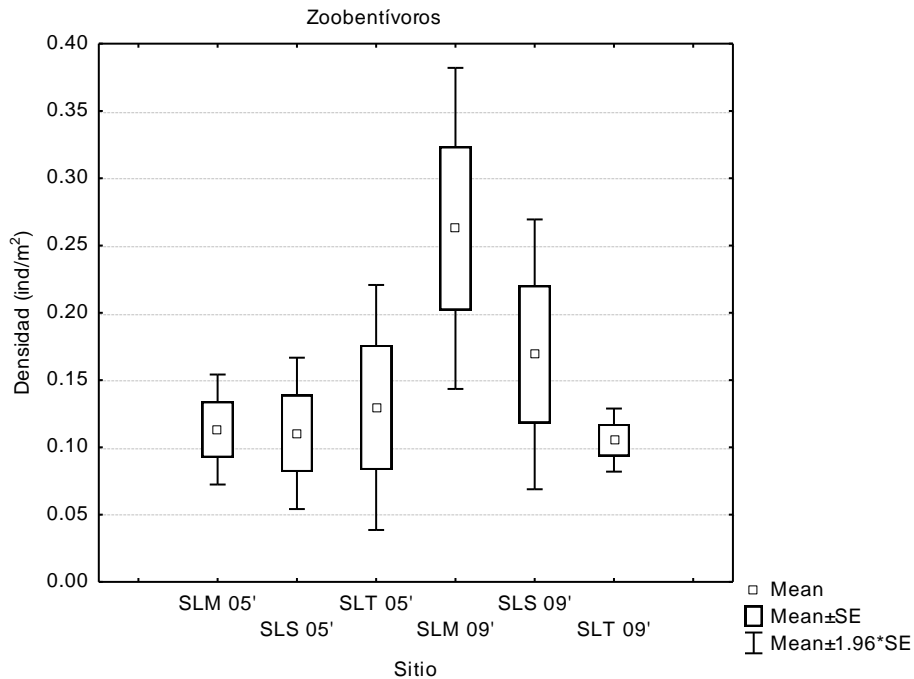


Fig. 20 Densidad de zoobentívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.

Los zooplanctívoros registraron como valor mínimo 0.1 ind/m<sup>2</sup> y como máximo 1.4 ind/m<sup>2</sup> de densidad promedio. En el 2005 el SLM alcanzó la mayor densidad y el SLS y SLT siendo similares son menores. En el 2009 el SLT aumentó su densidad, el SLM se comportó muy similar respecto al año anterior y el SLS aumentó, siendo el área que mostró el valor más alto (Fig. 21), no hubo diferencias significativas ( $p>0.005$ ).

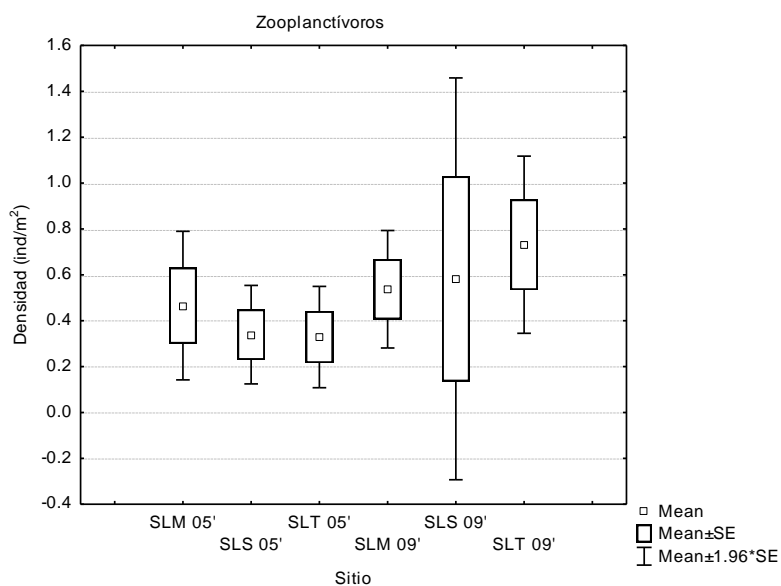


Fig. 21 Densidad de zooplancívoros en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio.

### Análisis Similitud

Se agruparon los sitios para ambos años de estudio con base a sus valores de densidad y riqueza.

Conjuntando ambos años de estudio con base en su densidad, se obtienen dos agrupamientos, el primero conformado por SLT y SLM del 2009 como los más afines aunados al SLS del 2005; en el segundo grupo se encuentran los sitios SLS del 2009 y SLM del 2005 como los más afines aunados al SLT del 2005. El valor de similitud es elevado (Fig. 22).

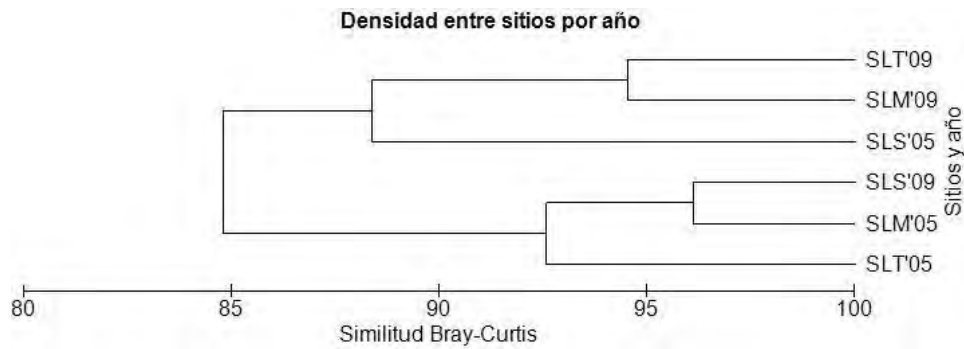


Fig. 22. Dendograma de similitud entre sitios por año con base en densidad.

Agrupando los valores de riqueza para ambos años de estudio se tienen dos grupos con mayor afinidad, el primero conformado por SLS del 2009 y SLT del 2005, el segundo se encuentran el SLT del 2009 con el SLM del 2005 como los más afines, seguidos del SLS del 2005 y el SLM del 2009. El valor de similitud es elevado (Fig. 23).

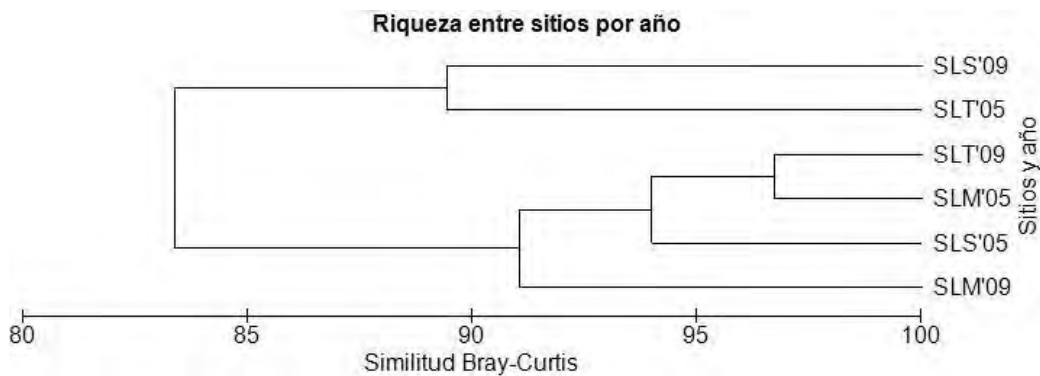


Fig. 23. Dendograma de similitud entre sitios por año con base en su riqueza.

## Discusión

Los arrecifes coralinos son hábitats complejos altamente susceptibles a disturbios antropogénicos. Su restauración puede revertir o minimizar el impacto de estos disturbios (Jaap, 2000). Subsecuentemente las poblaciones de peces entran en una dinámica de cambio llamada sucesión (Tilman, 1993). Este fenómeno no ha sido muy bien estudiado en comunidades acuáticas debido a la demasía de factores que influyen en este ambiente, teniendo como consecuencia poco control y difícil cuantificación de los mismos. Este proceso biológico ha sido mejor planteado para comunidades terrestres por la facilidad que éstas conllevan (Walker, 2005). Sin embargo, en el presente estudio se presenta un sitio sin impacto antrópico (SLT), un sitio medianamente afectado (SLS) y un sitio donde se efectuaron medidas de restauración (SLM), lo que permite evaluar con cierta objetividad el proceso de cambio (sucesión) de la comunidad íctica mediante descriptores entre los años 2005 y 2009.

De acuerdo con Margalef (1997) una consecuencia de la sucesión es el incremento en el número de especies y a menudo, también la diversidad. Esto sucede cuando no hay perturbaciones naturales constantes, sin embargo, siendo el Golfo de California tan dinámico (Badan-Dangon et. al., 1991), es posible que en la comunidad íctica ocurra lo contrario. Esto se ve reflejado en los valores de densidad del SLM (Fig. 4), donde se observaron diferencias significativas entre el año 2005 respecto al 2009, aumentando considerablemente en este último, algo que no sucede en SLS (Fig. 5) y SLT (Fig. 6), en los cuales se mantienen valores similares en ambos años. En el 2005 (Fig. 2) solo habían transcurrido cuatro años de haberse implementado la restauración, y para el 2009 (Fig. 3) los valores de este índice son homogéneos entre los sitios. La sucesión es caracterizada por ser

un proceso lento y paulatino, sin embargo, las especies son las que determinan el periodo que debe de transcurrir en función a las particularidades del ambiente tales como el tiempo de adaptación (Drury y Nisbet, 1973). Esta observación puede explicar las discrepancias entre los valores del SLM (Fig. 4), y los sitios restantes, los cuales poseen valores similares en cuanto a densidad en ambos años de estudio (Figs. 5 y 6). Los cambios mínimos pueden atribuirse a especies que sólo son visitantes ocasionales en busca de alimento o refugio (Pérez-España, *et al.*, 1996).

En el 2005 (Fig. 7) los sitios afectados tuvieron una mayor riqueza que el SLT, teniendo diferencias estadísticas significativas. Este suceso puede explicarse debido a la heterogeneidad dada al ambiente por la instalación de módulos y, SLS debido a la remoción de sustrato en diferentes cantidades. Bell y Galzin (1984) sostienen que cambios pequeños en la cobertura de coral produce cambios significativos en la riqueza y abundancia de peces, mientras que Aburto-Oropeza y Balart (2001) en un estudio hecho en Los Islotes dentro del Golfo de California, mantienen que los peces se encuentran afines a la complejidad ambiental (rugosidad, tamaño y número de rocas y tipos de fondo). En el 2009 (Fig. 8) el SLS es aquel que posee menor riqueza, en tanto el SLM y el SLT poseen riquezas similares, esto puede atribuirse a la disminución de cobertura coralina en el SLS. Hagen (1992) menciona que la riqueza junto con la biomasa incrementan a lo largo del proceso de sucesión, tendiendo a una estabilidad, sin embargo esta afirmación no se observa en el SLM y SLS ya que la riqueza disminuye (Figs. 9 y 10), es posible que el aumento sea en tiempo inmediato y para el 2009 esta ya se haya estabilizado. En tanto, el análisis no mostró diferencias significativas entre cada sitio comparándolos ambos años de estudio (Figs. 9, 10 y 11).

El cálculo del índice de Margalef es utilizado para la comparación entre sitios con base al número de especies; los valores más altos de este índice los presentó el SLM y SLS en el 2005 y el SLM en el 2009 (Fig. 12). Los altos valores de riqueza en el SLM concuerdan con el estudio de Bell y Galzin (1984) en el atolón de Mataiva, en la Polinesia Francesa, donde mencionan que la profundidad, la complejidad estructural, además de pequeños cambios en la cobertura de coral vivo produce significativos cambios en la riqueza específica y la abundancia de los peces. Sin embargo, el SLT al tener una homogeneidad ambiental no se esperaría valores altos, lo mismo sucede con el SLS ya que se encuentra cubierto en mayor parte por coral vivo y coral muerto (98%) (Balart-Páez y Ortega-Rubio, 2005), lo que concuerda con la relación encontrada por varios autores, donde la riqueza específica está relacionada con zonas que poseen una mayor variedad ambiental, (i.e. Krebs, 1978; Blaber, 1985;).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener generalmente mostró valores entre 1.5 y 3.5; se considera que valores por abajo de 1 son comunes para áreas que tienen contaminación o hay una degradación en el hábitat (Türkmen y Kazanci, 2010). Los valores más altos para este índice fueron para el SLM en ambos años de estudio, estableciendo diferencias significativas con los SLS y SLT en el 2005, y manteniendo esta diferencia solo con el SLS en el 2009 (Fig. 13). Esto se debe a la combinación que existe entre la riqueza y la abundancia. De acuerdo con Margalef (1977), un aumento de la diversidad se traduce en mayores relaciones de alimentación, parasitismo, simbiosis y otras interacciones bióticas, relacionando así la complejidad de la red alimentaria y la diversidad de un ecosistema; esto es lo que se observa en el SLM al tener una mayor similitud con el SLT. El SLS mantiene valores de una zona degradada en ambos años, y esto puede estar

relacionado con la gran cobertura que se mantuvo de coral muerto, tendiendo a una lenta recuperación (Fig. 13). El valor mínimo de este índice en el estudio de Arreola-Robles y Elorduy-Garay (2002), lo posee una pequeña isla llamada Las Ánimas, Bahía de La Paz, B.C.S; la cual es una roca cuadrada que presenta muros verticales y tiene una mayor densidad de corales blandos, y aunque ofrece condiciones de refugio, provee un ambiente homogéneo que contrasta con el que proporciona el Pecio Salvatierra, que en este caso posee el valor mayor de  $H'$ , lo cual es denominado por su autor como un “área protegida”, donde no se ven afectadas por la acción severa de los vientos y corrientes dominantes. Este puede ser el caso del SLM donde como ya se mencionó anteriormente, los módulos ofrecen un tipo de refugio; lo que indica que las especies tienen una abundancia semejante.

En el caso del índice de equitatividad de Pielou, una vez más el SLM posee el valor máximo seguido del SLT, quedando al último el SLS en ambos años de estudio. Los valores cercanos a 1 en este estudio estuvieron en el SLM indicando que los individuos dentro de esta área se encuentran distribuidos equitativamente (Fig. 14). El SLT y el SLS con valores menores, concuerdan con los valores obtenidos en Los Islotes y Las Ánimas del estudio de Arreola-Robles y Elorduy-Garay (2002), caracterizándolos como “ambientes expuestos”, por encontrarse en mar abierto sin ninguna protección, y en el caso del arrecife artificial Pecio Salvatierra obtuvieron valores similares al SLM, dicho autor expone que estos sitios poseen valores altos en este índice debido a la protección que ofrecen para los peces en etapas juveniles.

De acuerdo con las especies con mayor índice de valor biológico (IVB), estas fueron disminuyendo o aumentando de manera anual. En el 2005 (Tabla I) el SLM



fue aquel que tuvo la mayor cantidad de especies registradas por este índice pero con un puntaje menor que los demás sitios, es decir, la dominancia de las especies fue a partir de un número de individuos menor, seguido del SLS, quedando por último el SLT, estos últimos si tuvieron el puntaje mayor registrado para este índice. Esto se explica debido a la apertura de espacios en los sitios afectados, lo que trae consigo nuevos reclutas debido a la nueva variedad de nichos (Rilov y Benayahu, 1998). En el 2009 (Tabla II) el SLT es aquel que posee la mayor cantidad de especies dominantes, seguido del SLS, quedando por último el SLM, cabe mencionar que este último, a diferencia del 2005, obtuvo el mayor puntaje registrado para este índice. Entre más pasa el tiempo hay especies que se vuelven más afines a ciertas estructuras, quedando como especies residentes, lo que hace que existan interacciones intraespecíficas como la competencia por el espacio (Bohnsack *et al.*, 1994, Rilov y Renayahu, 1998.). Por ejemplo los peces del género *Stegastes* se han caracterizado por ser territorialista y no mostrar una variación espacial muy marcada (Thomson, *et al.*, 2000).

La presencia de *S. rectifranum*, se ha adjudicado a la explotación de nuevos nichos, lo cual se observa en el SLM, tanto como en el SLS en ambos años de estudio. Aunque esta especie no es endémica, está restringida del Golfo de California hasta Acapulco, por lo que se le puede adjudicar una mayor adaptación a las condiciones del arrecife de San Lorenzo, la especie se caracteriza por ser dominante y territorialista, lo que lleva al distanciamiento de sus congéneres y así obtiene los sitios de mayor calidad (Robertson, 1996; Viesca-Lobatón, 2005).

*Thalassoma lucasanum* es considerada de aguas cálidas, por lo que disminuye su actividad durante el invierno, lo cual la hace menos perceptible (Thomson, *et al.* 2000). En este estudio se encuentra con alto IVB en ambos años de estudio para

los tres sitios de muestreo, lo que indica que tiene condiciones afines al sustrato por refugio y alimento principalmente.

Es importante señalar la presencia de *J. nigrirostris*, con un alto IVB en el SLM y el SLS durante el 2005 ya que esta especie ha sido propuesta como especie clave, q sugiriendo un buen estado de salud en arrecifes rocoso-coralinos; además indica una escasa influencia de actividades antropogénicas (Chávez-Comparán, 2009).

Seguido de un disturbio mayor en un arrecife de coral, el recubrimiento natural generalmente es originado por algas cafés, cianobacterias (azul-verdes) y algunas algas verdes, siendo estos los colonizadores primarios (Jaap, 2000); Einbinder, *et al.* (2006) concluyeron que los peces herbívoros asociados a arrecifes artificiales incrementan el pastoreo sobre las macroalgas en los alrededores del arrecife; con lo cual se deduce que los herbívoros son peces que circundan áreas adyacentes al arrecife. Sin embargo, en el presente estudio este grupo es de los que poseen menor representación tanto en los diferentes sitios como cada año de estudio (Fig. 17). Las algas siendo las primeras colonizadoras ofrecen un solo recurso y con el comenzó el proceso de competencia por el espacio y también depredación por los peces y erizos marinos, por lo que no es un recurso abundante. Seguramente los peces herbívoros compiten con los erizos *Echinometra vanbrunti* y *Toxopneustes roseus*, encontrados en la SLT y SLS respectivamente (Viesca-Lobatón, 2005).

Las especies omnívoras son uno de los grupos mejor representados en los diferentes sitios a lo largo de ambos años de estudio, siendo el SLM el que presento la menor densidad en el 2005 y el SLT el que mayor densidad mostró para ambos años de estudio (Fig. 18). Siendo especies generalistas cuentan con la capacidad de explotar diversos recursos alimentarios. Esto explica su presencia

en los sitios perturbados, ya que el impacto del buque-tanque provocó el incremento de tapetes algales y la desaparición física del coral trajo consigo espacios abiertos de arena y roca, permitiendo que los omnívoros se alimenten removiendo sedimentos (Balart-Páez y Ortega-Rubio, 2005; Viesca-Lobatón, 2005).

Jones y Syms (1998) y Syms y Jones (2000), demostraron que cuando ocurre un disturbio se genera un incremento de la diversidad debido a la integración de nuevos sustratos y que las especies más afectadas suelen ser las especialistas, es decir, aquellas que se encuentran más ligadas al sustrato coralino. En este estudio hay especies piscívoras, las cuales pueden considerarse especialistas. Además de ser depredadores tope del arrecife, se esperaría que se encontraran mejor representadas durante ambos años del estudio (Fig. 19). Sin embargo, especies con esta dieta son difíciles de ser detectadas debido a sus hábitos crepusculares (Rilov y Benayahu, 1998). El SLM en el 2009 es el que alcanzó la mayor densidad de piscívoros, creando diferencias significativas con el SLS en el 2005 (Fig. 19). En estudios llevados a cabo en Punta Carrizales, Colima, el porcentaje de piscívoros fue del 16.8%, siendo estos más abundantes que los peces herbívoros, en estos sistemas arrecifales los productores primarios son escasos (Chávez-Comparán 2009). Ruiz *et al.* (2003) señalaron que las comunidades de peces dominadas por especies carnívoros, tienden a aumentar su diversidad, especialmente si éstas son visitantes ocasionales.

Los diferentes sitios de muestreo a lo largo de ambos años de estudio mostraron que las especies zoobentónicas se encuentran mejor representadas en el SLS del 2005 y en el 2009 SLM y SLS (Fig. 20). La apertura de espacios arenosos debido al impacto favorece la presencia de este tipo de especies; además en el SLM la

presencia de superficie rocosa (módulos) favorece la fijación de poliquetos y balanos (Viesca-Lobatón, 2005).

La presencia de especies con hábitos zooplanctívoros es muy factible, ya que en el Canal de San Lorenzo existen siempre corrientes fuertes. Bohnsack *et al.* (1991) sostienen que el incremento a la exposición a corrientes de agua favorece a especies planctívoras sobre otras especies de peces, ya que fluye agua que posee gran cantidad de nutrientes y de plancton. Esto se ve reflejado en los valores de densidad elevados de especies con este hábito en los diferentes sitios a lo largo de ambos años (Fig. 21). Cabe mencionar que en el 2009 la densidad aumentó en todos los sitios y si bien los módulos son una parte artificial del arrecife, ellos no mostraron densidades superiores, como ocurre en el arrecife artificial "Pecio Salvatierra" ubicado dentro de este mismo canal, donde hay una dominancia de especies con este hábito alimentario (Arreola-Robles y Elorduy-Garay, 2002),

Para identificar que tan diferentes son los sitios entre si se llevaron a cabo dendogramas con la similitud Bray-Curtis, utilizando los parámetros de densidad y riqueza. El resultado esperado era que a mayor tiempo transcurrido los SLM y SLS se parecieran más al SLT. Arreola-Robles y Elorduy-Garay (2002) explica que las diferencias encontradas respecto a la densidad íctica en algunos arrecifes de Bahía de La Paz son debidas a la diferencia de la exposición hacia las corrientes, teniendo que los lugares con estas características van a elevar el número de individuos. En este estudio el caso de que el SLM aumentara su densidad y se encuentre agrupado con el SLT en ambos años de estudio (Fig. 22) habla de la buena elección en la medida llevada a cabo para restaurar el arrecife; teniendo los módulos un efecto de atracción debido al refugio que proveen contra corrientes

(Balart-Páez y Ortega-Rubio, 2005), en cambio en el Pecio Salvatierra, siendo un arrecife artificial y poseyendo en su mayoría un fondo arenoso el reclutamiento de peces se ha estado haciendo a través de peces en arrecifes adyacentes, ya que por sí mismo este tipo de arrecifes no poseen la capacidad de aumentar la población de peces (Russell *et. al.*, 1974; Burchmore *et al.*, 1985).

Conjuntando ambos años para el parámetro de densidad se observó que los sitios son muy similares entre si (Fig. 22). Una posible explicación para este fenómeno, es que los sitios en realidad presentan una homogeneidad ambiental a pesar de la presencia de módulos o la remoción de escombros y la apertura de espacios de arena en el SLS. La comunidad íctica arrecifal es homogénea en sí, a pesar de haber tanto especies afines a módulos como a espacios nuevos de sustrato arenoso, estas especies no hacen diferencias entre SLM y SLS para una disimilitud mayor.

Balart-Páez y Ortega-Rubio (2005) describen SLM y SLS como zonas muy parecidas, al grado que pueden tratarse como una sola. Sin embargo, consideran que la influencia de los módulos juega una papel primordial, ya que a pesar de ser un área relativamente pequeña (847m<sup>2</sup>) a comparación del SLS (7625m<sup>2</sup>) y del SLT (no establecida, pero superior), permite mayores agregaciones de peces, lo que se ve reflejado en el parámetro de riqueza permitiendo la agrupación de SLT y SLM en el 2009 (Fig. 23). Esto lo sintetiza Luken (1990) diciendo que en un proceso de restauración, y sus diversas manifestaciones, se basan esencialmente en la manipulación de la sucesión; esto se ve reflejado en la riqueza que posee el SLM en un área menor.

Tomando en cuenta que el SLM es más heterogéneo por la presencia de módulos, el SLS en menor medida porque aún con el removimiento de escombros su

composición está basada principalmente en coral vivo y coral muerto, y el SLT con una cobertura de más de 90% de coral, lo cual genera una dominancia casi total de un sustrato poco común en el Golfo de California, siendo este último el sitio más homogéneo (Balart-Páez y Ortega-Rubio, 2005); las pocas disimilitudes en riqueza (Fig. 23) pueden deberse a las especies que tienen afinidad a cierto tipo de sustrato. En el caso del SLT afines al arrecife rocoso, en el SLM mayor afinidad a nuevos espacios, por ejemplo: *A. crockerii*, *Canthigaster punctatissima*, *Coryphopterus urosphilus* y *Ophioblennius steindachnerii*, y en el SLS especies con afinidad a espacios de arena, por ejemplo: *Mulloidichthys dentatus*, *Scarus ghobban* y *Serranus psittacinus* (Viesca-Lobatón, 2005).

Por otro lado, el SLS se caracterizó por tenerla mayor parte de atributos originales al conservar la matriz coralina, por lo que se esperaría que este tuviera una mayor afinidad con el SLT. Sin embargo, hay que tomar en cuenta que en el SLM se instalaron estructuras que le da heterogeneidad en comparación de los arrecifes adyacentes (Viesca-Lobatón, 2005). Este mismo autor menciona que en los sitios SLT y SLS hay un incremento de la densidad y en menor medida de la riqueza durante el 2004-2005, sin embargo, cuando se conjuntaron los datos de ambos años de estudio esta diferencia no se hizo presente, y en contraste ambos valores son casi iguales (Figs. 22 y 23).

## Conclusiones

Al llevar a cabo una restauración posterior a un disturbio antropogénico, ésta influye de manera directa en el proceso de recuperación de las distintas comunidades. En este estudio se consideró a la comunidad íctica como referente para observar la respuesta de este proceso y, los valores de riqueza y densidad del sitio restaurado (SLM) posee una recuperación favorable que le permite igualar al sitio no perturbado (SLT) tras 10 años de la perturbación.

Es notable que la implantación de módulos proporcionó una respuesta positiva en la comunidad íctica, dando altos valores de diversidad. Por otro lado en el SLS la remoción de los fragmentos de coral no fue completa, ya que posee un alto porcentaje de coral muerto, y posiblemente de ahí derive que el proceso de recuperación en esta zona sea más lento.

La presencia de especies clave del buen estado del arrecife (*J. nigrirostris*) y de las endémicas (*A. crockeri*, *C. micropes*) muestra una tendencia a la recuperación funcional del SLM, aunque llevando a la comunidad hacia un estado diferente y quizá mejor que el área testigo. También la presencia de depredadores tope como los piscívoros (poco comunes) habla de una estructura compleja en ensamblajes tróficos.

El área del SLM es menor que el SLS y el SLT, sin embargo lo que influye de manera importante es la heterogeneidad espacial, dando así en una menor área una mayor diversidad íctica anual.

En teoría se espera que el proceso de sucesión termine cuando el sitio restaurado iguale las condiciones del SLT. Sin embargo en este caso el SLM ofrece un estado

diferente, con nuevas condiciones a la comunidad íctica, comparables en algunos sentidos con la del SLT.

La importancia de dar seguimiento a los efectos de las medidas de restauración se vuelve crucial para conocer las ventajas y desventajas que conllevan y la influencia de ellas en las comunidades residentes.

### Literatura citada

Aburto-Oropeza, O. y Balart, E.F. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology* 22 (4): 283-305.

Arreola-Robles, J.L. y Elorduy-Garay, J.F. 2002. Reef fish diversity in the región of La Paz, Baja California Sur, México. *Bulletin of Marine Science* 70(1): 1-18.

Badan-Dangon, A., Dorman, C.E., Merrifield, M.A. y Winant, C.D. 1991. The lower atmosphere over the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research* 96(c9): 16877-16896.

Balart, E.F. 2001. Evaluación de impacto sobre los fondos marinos coralinos producido por el encallamiento del buque-tanque Lázaro Cárdenas, al sur de la isla Espíritu Santo, Baja California Sur. *Informe Final para PROFEPA*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. 15pp.

Balart-Páez, E.F. y Ortega-Rubio A. 2005. Proyecto CT001: Programa de monitoreo de la restauración de arrecife coralino afectado por el buque



- tanque Lázaro Cárdenas II, Baja California Sur, y las comunidades arrecifales de la región del parque de Loreto, Baja California Sur. *Segundo informe de actividades al Consejo Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. 83 pp.
- Beets, J. y Hixon, M.A. 1994. Distribution, persistence, and growth of groupers (Pisces: Serranidae) on artificial and natural patch reef in the Virgin Islands. *Bulletin of Marine Science*. 55:470-483.
- Bell, J.D. y Galzin R. 1984. Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*. 15:265-274.
- Blaber, S.J.M. 1985. The ecology of fishes of estuaries and lagoons of Indo-Pacific with particular reference to Southeast Africa. Pp. 247-266 En: Yañez-Arancibia, A. (ed.), *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. UNAM, México, 654pp.
- Bohnsack, J.A., Johnson, D.L. y Ambrose, R.F. 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes. Pp. 61-107. En: *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*, eds. W. Seaman Jr. y L.M. Sprangue. Academic Press, San Diego, 61-107p.
- Booth, D.J. y Beretta G.A. 2002. Changes in a fish assemblage after a coral bleaching event. *Marine Ecology Progress Series*. 245:205-212.
- Bouchon-Navarro Y., Bouchon C., Louis M. y Legendre P. 2005. Biogeographic patterns of coastal fish assemblages in the West Indies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 315: 31-47.
- Burchmore, J.J., Pollard, D.A., Bell, J.D., Middleton, M.J., Pease, B.C., y Matthews. 1985. An ecological comparison on artificial and natural rocky

- reef fish communities in Botany Bay, New South Wales, Australian. *Bulletin of Marine Science*. 37(1): 70-85.
- Castro-Aguirre, J.L., Balart, E.F., Arvizu-Martínez, J. 1995. Contribución al conocimiento del origen y distribución de la ictiofauna del Golfo de California, México. *Hidrobiología* 5(1-2):57-78.
- Chávez-Comparán, J. 2009. Caracterización y estructura de la ictiofauna de arrecifes rocosos y coralinos en Punta Carrizal, Colima, México para fines de inventario y conservación de la diversidad animal. Universidad de Colima. *Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DJ020*. México, D.F.
- Christensen, V. y Pauly, D. 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM. *Conference Proceedings*, 26: 390 p.
- Connell, J.H., Hughes, T.P. y Wallace, C.C. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. *Ecological Monographs*. 67 (4): 461-488.
- Drury, W.H. y Nisbet, I.C.T. 1973. Succession. *Journal of the Arnold Arboretum*. 54(3): 331-368.
- Einbinder, S., Perelber A., Ben-Sharprut, O., Foucart, M.H., Sharshar, N. 2006. Effects of artificial reefs on fish grazing in their vicinity: Evidence from algae presentation experiments. *Marine Environmental Research*. 61 (1): 110-119.
- Fishelson, L. 2003. Coral and fish biocenosis. Ecological cells gradually maturing complexly, species composition and energy turnover. *Environmental Biology of Fishes*. 68:319-405.

- Galván-Magaña, F., Abitia-Cárdenas, L.A., Rodríguez-Romero, J., Pérez-España, H., Chávez-Ramos, H. 1996. Systematic list of the fishes from Cerralvo Island, Baja California Sur, Mexico. *Ciencias Marinas* 22(3):295-311.
- Gladfelter, W.B., Ogden, J.C. y Gladfelter, E.H. 1980. Similarity and diversity among coral reef fish communities: a comparison between tropical western Atlantic (Virgin island) and tropical central Pacific (Marshall Islands) patch reef. *Ecology*. 61:1156-1168.
- Glynn, P.W. 2001. Eastern Pacific coral reef ecosystems. Pp. 281-305. En: Seeliger U. y Kjerfve B. (eds), *Coastal marine ecosystems of Latin America*. Springer, Berlin.
- Glynn, P.W. y Colgan, M.W. 1988. Defense of corals and enhancement of coral diversity by territorial damselfishes. Proc. 6<sup>th</sup> Int. Coral Reef Symposium. 2:157-163.
- Hagen, J.B. 1992. An Entangled Bank: *The Origins of Ecosystem Ecology*. Rutgers University Press, New Brunswick, New Jersey, USA.
- Hernández, L., Reyes-Bonilla, H. y Balart, E.F. 2010. Efecto del blanqueamiento del coral por baja temperatura en los crustáceos decápodos asociados a arrecifes del suroeste del golfo de California. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:S113-S119.
- Jaap, W.C. 2000. Coral reef restoration. *Ecological Engineering*. 15:345-363.
- Jones, G.P. y Syms, C. 1998. Disturbance, habitat structure and ecology of fishes on coral reef. *Australian Journal of Ecology*. 23:287-297.
- Krebs, C.J. 1978. *Ecology the Experimental Analysis of Distribution and Abundance*, 2<sup>o</sup> edition. Harper International, New York, 678pp.

- Lirman, D. 2000. Fragmentation in the Branching coral *Acropora palmate* (Lamarck): Growth, survivorship and reproduction of colonies and fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 251:41-57.
- Loya-Salinas, D.H. y Escofet, A. 1990. Aportaciones al cálculo del índice de valor biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas* 16: 97-115.
- Luckhurst, B.E. y Luckhurst, K. 1978. Analysis of influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49: 317-323.
- Luken, J.O. 1990. *Directing Ecological Sucession*. Chapman and Hall, London, UK. 251p.
- Margalef, R. 1977. *Ecología*. Ed. Omega, Barcelona, España. 951p.
- Margalef, R. 1997. *Our Biosphere*. O. Kinne, editor. Excellence in Ecology Series. Ecology Institute, Oldendorf, Alemania.
- McGehee, M.A. 1994. Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth and substrate size off Puerto Rico. *Marine Ecology Progress Series*. 105: 243-255
- Molles, M.C. 1978. Fish species diversity on model and natural reef patches: experimental insular biogeography. *Ecological Monographs* 48:289-305.
- Mumby, P.J., Edwards, A.J., Arias-González, E., Lindeman, K.C., Blackwell, P.G., Gall, A., Gorczynka M., Harbone, A.R., Pescod, C.L., Renken, H., Wabnitz, C.C. y Llewellyn G. 2004. Mangrove enhances the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427: 533-536.
- Ohman, M.C., Rajasuriya A. y Svensson S. 1988. The use of butterflyfishes (Chaetodontidae) as bio-indicators of habitat structure and human disturbance. *Ambio*, 27:708-716.

- Pérez-España, H., Galván-Magaña, F. y Abitia-Cárdenas, L.A. 1996. Temporal and spatial variations in the structure of the rocky reef fish community of the southwest Gulf of California, México. *Ciencias Marinas* 22(3):273-294.
- Rilov, G. y Benayahu Y. 1998. Vertical Artificial structure as an Alternative Habitat for Coral Reef Fishes in Disturbed Environments. *Marine Environmental Research*. 45(4/5): 431-451.
- Risk, M.J. 1972. Fish diversity on a coral reef in the Virgin Islands. *Atoll Research Bulletin*. 153:1-6
- Roberts, CM. y Ormond, R.F. 1987. Habitat complexy and coral reef fish diversity anda abundance Red Sea fringing reefs. *Marine Ecology Progress Series*. 41:1-8.
- Robertson, D.R. 1996. Interspecific Competition controls abundance and habitat use of territorial Caribbean damselfishes. *Ecology*. 77(3): 885-889.
- Rodríguez-Romero, J., Muhlia-Melo, A.F., Galván-Magaña, F., Gutiérrez-Sánchez, F.J. y Gracia-López V. 2005. Fish assemblages around Espiritu Santo Island and Espiritu Santo seamount in the lower Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 77(1): 33-50.
- Ruíz, L., Méndez, E., Torres, J., Prieto, A., Marin, B y Fariña, A. 2003. Composición, abundancia y diversidad de peces arrecifales en dos localidades del Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Ciencias Marinas* 29(2): 185-195.
- Russell, B.C., Talbot, F.H. y Domm, S. 1974. Patterns of colonization of artificial reefs by coral reef fishes. *Proceedings of 2° international Coral Reed Symposium*. 207-215 pp.

- Sanders, H.L. 1960. Benthic studies in Buzzard Bay III. The structure of soft-bottom community. *Limnology Oceanography* 5:138-153.
- Sale, P.F. 1991. Reef fish communities: open non-equilibrium system. En: Sale, P.F. (ed.), *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press. San Diego. 564-598p.
- Syms, C. y Jones, G. 2000. Disturbance, Habitat Structure, and the Dynamics of Coral-Reef Fish Community. *Ecology*. 81(10): 2714-2729.
- Talbot, F. H. y Goldman B. 1972. A preliminary report on the diversity and feeding relationships of the reef fishes on one Tree Island, Great Barrier Reef system. En: *Proceedings of symposium on coral and coral reefs*. Marine Biological Association of India. 425-443pp.
- Thomson, D. A., Findley, L. T. and Kerstitch, A. N. 2000. *Reef fishes of Sea of Cortez*. The University of Texas Press, EUA. 353 p.
- Tilman, D. 1993. Community Diversity and Sucession: The Role of Competition, Dispersal, and Habitat Modification. En: E.D. Schulze and H.A. Money (Eds.) *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlin. 327-344p.
- Türken, G. y Kazanci, N. 2010. *Applications of various diversity indices to benthic macroinvertebrates assemblage in streams of natural park in Turkey*. Unpublished report. Hacettepe University, Turkey.
- Veron, J.E.N. 1995. Coral in space and time. Comstock/Cornell, Ithaca: 325pp.
- Viesca-Lobatón, C. 2005. Evaluación preliminar del proceso de rehabilitación del arrecife coralino de San Lorenzo en la Bahía de la Paz, B.C.S., México. Tesis de Maestría. CIBNOR. La Paz, B.C.S., México. 92pp.

- Viesca-Lobatón, C., Balart, E.F., González-Cabello, A., Mascareñas-Osorio, I., Aburto-Oropeza, O., Reyes-Bonilla, H. y Torreblanca, E. 2008. Peces arrecifales. En: Danemann, G.D., Ezcurra, E. (Eds.) *Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad. Línea base 2007*. Pronatura Noroeste, A.C. México 385-427p.
- Villegas-Sánchez, C.A, Abita-Cárdenas, L.A., Gutiérrez-Sánchez, F.J. y Galván-Magaña F. 2009. Rocky-reef fish assemblages at San José Island, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80:169-179.
- Walker, L.R. 2005. Margalef y la sucesión ecológica. *Ecosistemas*. 2005/1 (URL: [http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=70&Id\\_Categoria=2&tipo=portada](http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=70&Id_Categoria=2&tipo=portada))
- Wellington, G.M. y Victor B.C. 1985. El Niño mass coral mortality: a test of resource limitation in a coral reef damselfish population. *Oecologia*. 68:15-19.
- Williams, D.McB. 1991. Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes. In: Sale, P.F. (Ed.). *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press, San Diego. 437-474p.